

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКА НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА

Крамаренко Л. В.

Конспект лекцій

з дисципліни

"Спецкурс з очистки природних вод"

*(для студентів 5 курсу денної форми навчання
напряму 0926 «Водні ресурси»
спеціальності 8.092601 «Водопостачання та водовідведення»)*

Харків ХНАМГ 2010

Крамаренко Л. В. Курс лекцій з дисципліни "Спецкурс по очищенню природних вод" (для студентів 5 курсу денної форми навчання напряму 0926 «Водні ресурси» спеціальності 8.092601 – «Водопостачання, водовідведення») / Л. В. Крамаренко; Хар. нац. акад. міськ. госп-ва. – Х.: ХНАМГ, 2010. – 122с.

Автор: Л. В. Крамаренко

Рецензент: проф. С. С. Душкін

Рекомендовано кафедрою водопостачання, водовідведення та очищення вод, протокол № 1 від 30.08.2009р.

ЗМІСТ

| | Стор. |
|--|-------|
| ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ | 5 |
| ВСТУП | 6 |
| ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 1.1. Знезаражування води. Вплив хлорпохідних на якість питної води | 7 |
| ТЕМА 1 1.1. Методи знезаражування води | 7 |
| 1.2. Хлорування води | 8 |
| ТЕМА 2 2.1. Озонування води | 11 |
| 2.2. Знезаражування води за допомогою УФ (ультрафіолету) | 14 |
| 2.3. Інші методи знезаражування води | 20 |
| ТЕМА 3 3.1. Вплив хлорування на якість питної води | 21 |
| 3.2. Утворення канцерогенних сполук в процесі хлорування | 22 |
| ТЕМА 4 4.1. Негативні наслідки вживання споживачами води знеза- раженої хлором | 29 |
| 4.2. Інші негативні аспекти споживання води знезараженої хлором | 33 |
| ТЕМА 5 Виключення попадання канцерогенних хлорпохідних в питну воду | 35 |
| ТЕМА 6 6.1. Альтернативні методи знезаражування питної води (диок- сид хлору) | 39 |
| 6.2. Позитивні сторони і недоліки використання альтернатив- них методів знезаражування води | 41 |
| ТЕМА 7 Хлорування з амонізацією | 42 |
| ТЕМА 8 Використання УФ в поєднанні з частковим хлоруванням пи- тної води | 47 |
| ТЕМА 9 Ресурсозберігаючі технології очищення природних вод | 50 |
| ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ 1.2. Спеціальні методи обробки води | 55 |
| ТЕМА 1 Гіпотези, міфи та реальність | 55 |
| 1.1. Нанотехнології в процесах очищення води: реагент не | |

| | | |
|--------|--|-----|
| | очищення води та технології, що поліпшують методи та роботу споруд для очищення води | 55 |
| | 1.2. Структурування та пам'ять води | 61 |
| | 1.3. Інші існуючі гіпотези на сучасному етапі розвитку науки | 75 |
| ТЕМА 2 | 2.1. Видалення з води неприємних запахів та присмаків | 79 |
| | 2.2. Застосування іонного обміну для очищення природних вод | 84 |
| | 2.3. Пом'якшення води | 85 |
| ТЕМА 3 | 3.1. Фторування води | 90 |
| | 3.2. Дефторування води | 93 |
| | 3.3. Знезалізення води | 94 |
| | 3.4. Опріснення й знесолення води | 98 |
| | 3.5. Дегазация води | 99 |
| ТЕМА 4 | 4.1. Очищення води від радіоактивних елементів | 100 |
| | 4.2. Радіаційне очищення води | 111 |
| | СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ | 114 |

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

| Умовне позначення | | Повна назва аббревіатури |
|-------------------|------------------------|--|
| Укр. мова | Рос. або англ. мова | |
| АВ | АУ | Активоване вугілля |
| АКФК | АКФК | алюмокремнієвий флокулянт - коагулянт |
| АОР | АОР | Advanced Oxidation Process (загальна назва окисних технологій) |
| БАВ | БАУ | Біологічно активне вугілля |
| БАТ | БАТ | Біологічно активна точка |
| Бер | Бэр | Біологічний еквівалент рентгену |
| БПК | БПК | Біологічна потреба кисню |
| ВГА | ВГА | Вірус гепатиту А |
| ВООЗ | ВОЗ | Всесвітня організація охорони здоров'я |
| ГАВ | ГАУ | Гранульоване активоване вугілля |
| ГВС | ГСС | Галогеновмісні сполуки |
| ГПД | ПДД | Гранично-припустима доза |
| ГДК | ПДК | Гранично допустимі концентрації |
| ГК | ГК | Гумінові кислоти |
| ДР | ПР | Добуток розчинності |
| ЗОВ | ООУ | Загальний органічний вуглець (ТОС – total organic carbon) |
| ЛХС | ЛХС | Леткі хлорорганічні сполуки |
| МКРЗ | МКРЗ | Міжнародної комісії з радіаційного захисту |
| МОДР | МАИР | Міжнародна організація по дослідженню раку |
| НРБ | НРБ | Норми радіаційної безпеки |
| ОВП | ОВП | Окислювально–відновний потенціал |
| ОР | ОВ | Отруйна речовина |
| ПАР | ПАВ | Поверхнево активна речовина |
| ПАС | ПАВ | Поверхнево активна сполука |
| СІ | СИ | Система інтернаціональна (міжнародна система) |
| ТГМ | ТГМ | Тригалогенметани |
| ФК | ФК | Фульвокислоти |
| ХОС | ХОС | Хлорорганічні сполуки |
| ХПК | ХПК | Хімічна потреба кисню |
| УЗ | УЗ | Ультразвук |
| УФ | УФ | Ультрафіолет |
| ШКТ | ЖКТ | Шлунково-кишковий тракт |
| ЯПЦ | ЯТЦ | Ядерний паливно-енергетичний цикл |
| ЯМР | ЯМР | Ядерно–магнітний резонанс |
| | NPDWR | Національний стандарт якості води США (National Primary Drinking Water Regulations) |
| | NSF | Національне наукове суспільство США |
| | UNSCEAR | Науковий Комітет ООН з дії атомної радіації (UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) |
| | USEPA | Управління по охороні навколишнього середовища США (States Environmental Protection Agency) |

ВСТУП

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), щорічно у світі внаслідок низької якості питної води вмирає майже 5 млн. чоловік. Інфекційна захворюваність населення, що пов'язана з водопостачанням, становить 500 млн. випадків на рік [1]. Більше 80% усіх захворювань людей безпосередньо пов'язані із вживанням неякісної води [2]. ВООЗ визнає проблему забезпечення населення якісною питною водою головним розділом програм охорони здоров'я людини. Це дає підставу вважати проблему гігієни водопостачання, тобто забезпечення населення доброякісною питною водою, самою актуальною проблемою сучасності, яка вимагає комплексного розв'язання.

Вода відіграє найважливішу роль у процесах життєдіяльності біологічних систем, що зародилися у водному середовищі. Досягнувши вищого щабля розвитку, людина залишилася повністю залежною від якості водного середовища свого організму, обсяг якої становить 60-65% від маси тіла. Автори [3] вказують на залежність тривалості життя людини від якості водопровідної води, говорять про те, що онкогенні й тератогенні хімічні токсиканти надходять до організму міського жителя головним чином через водопровідну воду. Однією з головних причин низької якості питної води "із крану" автори називають хлорування.

Україна має обмежені запаси прісної води й вже майже втратила чисті поверхневі води, які б відповідали вимогам стандартів на джерела питного водопостачання. Найбільше забруднення спостерігається в басейнах рік Дніпро, Сіверський Донець, Дністер і Південний Буг [2].

У результаті повсюдне погіршення якості навколишнього середовища, у тому числі й гідросфери, створилася ситуація, коли ступінь забруднення природних вод така, що без впровадження нових технологій неможливо одержати воду для господарсько - побутових потреб, що відповідала би санітарно-гігієнічним нормативам.

ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ (ЗМ) 1.1

ОБЕЗЗАРАЖУВАННЯ ВОДИ. ВПЛИВ ХЛОРОПОХІДНИХ НА ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ

ТЕМА 1

1.1. МЕТОДИ ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ ВОДИ

В даний момент склалася напружена ситуація із забезпеченням населення України доброякісною питною водою. Основним критерієм якості питної води є її вплив на здоров'я людини. Нешкідливість води забезпечується відсутністю в ній токсичних і шкідливих для здоров'я домішок антропогенного й техногенного походження.

Однією з причин незадовільної якості питної води є масове забруднення поверхневих водоймищ - основних джерел питного водопостачання у зв'язку зі скиданнями до них у великих кількостях неочищених і недостатньо очищених промислових, господарсько-побутових і сільськогосподарських стічних вод, зливових і талих вод з полів, територій сіл, селищ і міст. Наукові дослідження останніх років (1994-2007 рр.) показали, що кожна 4-5 проба води з водоймищ І і II категорії не відповідала гігієнічним нормам за санітарно-хімічними і кожна 3-4 – за мікробіологічними показниками.

Вода більшості поверхневих джерел водопостачання України характеризується помірним і високим рівнем забруднення. Пріоритетними забрудненнями протягом багатьох років залишаються органічні сполуки, завислі речовини, нафтопродукти, феноли, ПАС (поверхнево-активні сполуки), важкі метали та ін. Серед збудників захворювань із водоймищ найчастіше виділяються сальмонели, ентеровіруси та ін.

Тепловий спосіб. Кип'ятіння води протягом 12-20 хв вбиває всі неспортовіріні мікроорганізми. Для знищення спор застосовують нагрівання води до $+120^{\circ}\text{C}$ під тиском або дробову стерилізацію води - її кип'ятять протягом 15 хв, прохолоджують до $+35^{\circ}\text{C}$, витримують при цій температурі 2 год для проростання спор і знову нагрівають до кипіння.

Дія ультрафіолетового випромінювання. Вода, що перебуває тривалий час на сонячній світлі, звільняється від патогенних мікроорганізмів. Опромінення води ультрафіолетовими променями добре знезаражує воду, вільну від завислих і колоїдних домішок.

Дія іонізуючого випромінювання. За літературними даними, опромінення води рентгенівськими променями, γ - і β - випромінювачами знезаражує воду. Ці методи знезаражування води поки що не знайшли практичного застосування.

Дія ультразвукових коливань вбиває більшість мікроорганізмів. Інтенсивність ультразвукового випромінювання повинна бути не менше 2 Вт/см^2 при тривалості озвучування не менш 5 хв.

Знезаражування води фільтруванням. Більшість патогенних мікроорганізмів (за винятком вірусів) має розмір більше 1-2 мкм. Тому фільтруванням води через фільтри з розмірами пор менше 1 мкм можна звільнити її від мікроорганізмів. Метод цей придатний тільки для знезаражування підземних або добре прояснених вод з вмістом завислих речовин мене 2 мг/дм^3 , тому що при більшому вмісті зависі остання швидко закупорює пори фільтра, що призводить до різкого зниження його пропускної здатності.

В якості знезаражуючих елементів використовують так звані ультрафільтри з мікропористої кераміки або порцеляни (фільтри Беркефельда, Шамберлена та ін.), фільтри з асбестоцелюлозними фільтруючими пластинами (фільтри Зейца), мембранні ультрафільтри і ін.

Нижче розглядаються методи знезаражування, що одержали найбільше поширення в практиці очищення води.

1.2. ХЛОРУВАННЯ ВОДИ

Хлор потрапляє до водопровідної води після її знезараження скрапленням хлором або іншим хлоровмісним реагентом. Є два аспекти використання хлору та його похідних для дезінфекції води: перший – застосування хлору допомагає запобігти поширенню епідемій, а також вторинному зараженню води на шляху від станції водопідготовки до кінцевого споживача; другий – хлор взаємодіє з

мікроорганізмами та іншими домішками, що містяться у воді, утворюючи побічні продукти (тригалометани - ТГМ), які небезпечні для здоров'я людини.

Дослідження Гарвардського Університету й медичного коледжу у Вісконсині доводять, що існує прямий зв'язок між вживанням хлорованих субпродуктів у питній воді й раковими пухлинами та раком прямої кишки.

Зростає кількість доповідей щодо інфекування споживачів мікроорганізмами, які перебувають у водопровідній воді. Найбільше випадків зараження *Giardia* і *Cryptosporidium*. Обидва ці мікроорганізми можуть викликати діарею, а також можуть призвести до серйозних, і навіть до фатальних захворювань, для лікування яких потрібно пройти серйозний курс антибіотико-терапії.

Незважаючи на технічні складності при транспортуванні, зберіганні й дозуванні хлор-газу, його високу корозійну активність, потенційну небезпеку виникнення надзвичайних ситуацій, процес хлорування широко застосовують і сьогодні.

При всьому розповсюдженні методу хлорування йому властиві й істотні технологічні недоліки, зокрема, недостатня ефективність по відношенню до вірусів. Після хлорування навіть при дозах залишкового хлору $1,5 \text{ мг/дм}^3$ в пробах залишається дуже високий вміст вірусних часток [1]. Тому навіть після хлорування вода залишається епідемічно небезпечною по відношенню до ентеровірусних захворювань. Іншим серйозним недоліком є утворення у воді під дією хлору хлорорганічних сполук: хлороформу (ГДК = $0,2 \text{ мг/дм}^3$), чотирьоххлористого вуглецю (ГДК = $0,006 \text{ мг/дм}^3$), бромдихлорметану (ГДК = $0,03 \text{ мг/дм}^3$), хлорфенолу, хлорбензольних і хлорфенілоцтових сполук, хлорованих піренів і піридинів, хлорамінів та ін. Хлорорганічні сполуки за даними численних досліджень мають високу токсичність, мутагенність й канцерогенність.

Хлорування води призводить до того, що хлорпохідні й залишковий хлор, потрапляючи в природні водоймища, впливають на різні водні організми, викликаючи в них серйозні фізіологічні зміни і навіть – їх загибель, що призводить до порушення процесів самоочищення водоймищ. Хлорорганічні сполуки здатні акумулюватися в донних відкладеннях, тканинах гідробіонтів і, в решті-решт, трофічними ланцюгами попадати в організм людини. Вміст хлорованих

вуглеводнів у рибі, водоростях і планктонах перебуває в тісній кореляції з вмістом їх у донних відкладеннях. Становище ускладнюється ще й тим, що існує небезпека можливого несприятливого впливу галогенопохідних вуглеводнів, що утворюються в процесі водопідготовки, на здоров'я населення через включення цих продуктів до харчових ланцюгів, наприклад, водорості (планктони) – ракоподібні – риби – люди, а також слід брати до уваги використання водоймищ як джерела водопостачання.

Утворення хлорамінів також є вкрай небажаним явищем. Ці речовини за даними досліджень численних авторів, навіть при дуже низьких концентраціях отрутні для риб. Дослідження, що проводились в Нижньому Новгороді [10], показали високу токсичність хлорованої води для всього складу біоценозу водоймища. Занепокоєння, що викликане підвищеною токсичністю слідів залишкового хлору й хлорамінів, привело до прийняття адміністрацією багатьох штатів США (зокрема, Каліфорнії й Мериленда) вимог, що обмежують залишкову концентрацію хлору до $0,1 \text{ мг/дм}^3$ [11].

І, нарешті, як уже було відзначено, істотним недоліком хлорування є висока токсичність хлору. При його транспортуванні, зберіганні й використанні необхідно дотримування спеціальних заходів щодо гарантування безпеки обслуговуючого персоналу, природного середовища та населення. Запаси рідкого хлору на хлорних складах системи водопостачання й каналізації, часто розміщені в межах селитебної забудови. Усі ці аспекти разом становлять потенційну небезпеку в плані можливості виникнення надзвичайних аварійних ситуацій. Особливу небезпеку представляють хлорні господарства великих міст і великих промислових підприємств, на яких зосереджені величезні запаси рідкого хлору. Наявність останніх також відкриває можливість для організації терористичних актів.

ТЕМА 2

2.1. ОЗОНУВАННЯ ВОДИ

На сьогодні більше 1000 водопровідних станцій Європи (в основному – Франція, Німеччина, Швейцарія) застосовують озонування, як складову частину загального технологічного процесу. У країнах СНД озонування застосовують на водопровідних станціях великих міст (Київ, Москва, Нижній Новгород, Мінськ, Тюмень та ін.) [16, 27, 28].

Основні переваги озону в порівнянні з іншими окиснювачами [16, 27, 29, 30]:

- озон більш сильний окиснювач, ніж хлор. Одночасно з знезараженням правильно підібрані дози озону дозволяють вилучити й інші забруднення води (кольоровість, запах, присмак, залізо, марганець, феноли, нафтопродукти, поверхнево-активні сполуки (ПАС), сірчисті сполуки, сірководень, зменшує показник загального органічного вуглецю (ЗОВ), видаляє земляний присмак води й ін.);
- озон має високу біоцидну активність, у тому числі й відносно вірусів та цист найпростіших;
- за рахунок озону підвищується ефективність наступних стадій водообробки - коагуляції й фільтрування;
- озонаторна установка компактна, зручна в експлуатації; таким чином виникає можливість уникнути громіздкого реагентного господарства та повної автоматизації процесу;
- при озонуванні відсутні побічні токсичні хлорорганічні продукти реакції.

У світовій практиці відомі два методи озонування [31]:

- так званий "французький", коли озон є єдиним реагентом, який використовують для знезараження й поліпшення органолептичних властивостей води;
- використання озону для поліпшення органолептичних властивостей води, а потім воду знезаражують хлором.

Для ефективного знезаражування питної води необхідно ввести дозу озону, яка достатня для досягнення залишкової концентрації розчиненого озону $0,4 \text{ мг/дм}^3$, що повинна підтримуватися протягом 4 хв. Однак ці умови достатні для знезаражування води, яка має низьку каламутність і концентрацію органічних речовин. Оптимальні умови застосування озону для обробки природних вод залежать від якості вихідної води: *pH*, концентрації загального органічного вуглецю (ЗОВ), співвідношення легко- і трудноокислюваних органічних сполук, лужності, жорсткості, каламутності, кольоровості [27, 19, 32].

При взаємодії з озоном органічні молекули окислюються й розпадаються на більш прості сполуки. Кількість озону, необхідного для знебарвлювання води, визначається фракційним складом органічних речовин (зазвичай гумусового походження): зі збільшенням вмісту низькомолекулярних фракцій витрата озону збільшується.

Озон може застосовуватися для попередньої обробки води з поверхневих джерел замість хлору перед коагулюванням води з високим вмістом органічних речовин. Завдяки їхній деструкції під дією озону істотно (на 70 - 80%) знижується кількість хлор- вуглеводнів [31] у порівнянні з хлоруванням води на завершальному етапі водопідготовки. Однак є думка [25], що в результаті озонування утворюються кислоти й альдегіди, які можуть бути ініціаторами утворення хлорорганічних сполук при наступному хлоруванні. Також слід враховувати, що при проведенні первинного озонування існує вузький діапазон оптимальних концентрацій озону. При більш низькому вмісті він неефективний, при більш високому – погіршує коагулювання, спонукає до збільшення концентрації залишкового алюмінію. У зв'язку із цим дози озону в кожному випадку строго індивідуальні й залежать від складу домішок у вихідній воді. Вибір умови введення озону (концентрації, часу контакту, місця введення, диспергування) слід приймати на основі результатів пробного озонування.

Як нам відомо, дезінфектант питної води повинен мати післядію. Для інактивації (крім хімічного знезаражування) необхідне запобігання повторного росту бактерій і біоплівки в трубопроводах, а також можливого забруднення

через стикувальні вузли. У цьому сенсі озон проявляє післядію у вигляді пролонгованого окисного впливу на оброблену воду через утворені за його участі активні радикали. Однак, вільні радикали небезпечні для здоров'я. Тому краще видалити залишковий озон і радикали сорбцією та обробити воду гіпохлоритом натрію перед подачею в розподільну мережу.

Деякі дослідники стверджують, що в результаті впливу озону на органічні речовини останні можуть руйнуватися з утворенням шкідливих хімічних сполук, у першу чергу – альдегідів і кетонів. Серед них в якості індикаторної речовини був обраний формальдегід. Це, мабуть, єдина сполука, на підставі концентрації якої зараз роблять висновки щодо безпечності озонування при видачі сертифікатів на водоочисне обладнання [31]: по даним [16] лише для одного із продуктів озонолізу - бромату характерна канцерогенна дія.

Існує висока ймовірність появи у воді після озонування додаткових кисневовмісних органічних забруднювачів, що є продуктами окиснення й деструктивного розкладання. У літературі є відомості щодо присутності в озонованій воді вільних радикалів, токсичних пероксидних, карбонільних і карбоксильних сполук [33]. Потрапляючи в живий організм, вільні радикали (наприклад, HO^\cdot , O_2^\cdot) викликають мутагенні ефекти, руйнують біомембрани, порушують функції ДНК, блокують активні центри ферментів [34]. В той же час на сьогодні не існує ГДК вільних радикалів у питній воді [31].

Виявлення цих речовин – технічно складне завдання. Найчастіше зробити це можливо тільки на спеціальному (іноді – нестандартному) обладнанні й за методиками, що не включені до переліку рекомендованих органами Держстандарту, охорони здоров'я, природоохоронними службами [34].

Для зниження ризику попадання в організм людини стабільних радикалів, що перебувають у воді після окисної обробки, необхідна оптимізація технологічних режимів обробки води. До ефективних заходів можна віднести:

- постадійне озонування,
- комбінацію озонування з іншими способами впливу і та ін.

Серед інших методів широке застосування набули:

- озонування з УФ впливом;
- озонування з хлоруванням.

Доведено, що спільне використання озонування й ультразвуку підвищує ефективність розкладання органічних речовин.

Одним з ефективних методів уловлювання й дезактивації радикалів є застосування сорбції активованими вугіллями (АВ). Установлено, що при цьому повністю виключене проскакування радикалів, а також іонів і молекул небезпечних органічних речовин в очищену воду [31].

Також озону властивий ще один недолік – висока енергоємність і вартість озонаторного обладнання. Це також відноситься певною мірою й до витрат на будівництво, й до експлуатаційних витрат, які при роботі станції озонування визначаються, головним чином, високою енергоємністю процесу синтеза озону ($12\text{--}22 \text{ кВт}\cdot\text{год}/\text{кг}$ виробленого озону), допоміжного обладнання (сумарне споживання електроенергії станцією досягає $30\text{--}40 \text{ кВт}\cdot\text{год}/\text{кг}$ озону і більше), а також витратами на утримання обслуговуючого персоналу й забезпечення теплом приміщення озонаторної. Крім того, метод озонування на відміну від хлорування технічно складний; потрібно багато допоміжних процесів і обладнання. Процес синтезу озону здійснюється при високій електричній напрузі. Озон більш токсичний, ніж хлор, викликає подразнення слизових оболонок очей й вражає органи дихання. Існує небезпека вибуху озono-повітряної суміші. Озон викликає активну корозію обладнання й трубопроводів, вимагає використання нержавіючих матеріалів. Для видалення побічних продуктів озонування потрібне впровадження додаткових ступенів фільтрації із сорбційним вугільним завантаженням і організація додаткових ступенів підкачування загального потоку води, або реконструкція діючих очисних споруджень [16, 25].

Недавно було доведено, що для інактивації ооцистів *Cryptosporidium* в холодній воді потрібні більш значні, інколи, в два рази більші дози озону, ніж передбачалося раніше.

На сьогодні в країнах СНГ виробництвом озонаторного обладнання займається ряд підприємств, провідне місце серед яких займає ПО "Курганхім-

маш". У той же час в Україні промислового випуску озонаторного обладнання немає, хоча малосерійне виробництво озонаторних установок налагоджене в містах Харків та Одеса [13, 28, 30].

2.2. ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ УФ (УЛЬРАФІОЛЕТУ)

З фізичних методів знезаражування найбільше застосування знайшов ультрафіолетовий метод обробки. За останні 10–15 років у США, Канаді, країнах Західної Європи запущені в роботу й діють близько 150 УФ-станцій. УФ-технологія знайшла великого поширення в Новій Зеландії, на Близькому Сході.

Інтенсивне впровадження УФ-дезінфекції води в середніх і великих обсягах пов'язане з такими перевагами даної технології [15, 16, 25, 28, 30, 35]:

- енерговитрати в промислових УФ-установках становлять $15\text{--}50 \text{ Вт}\cdot\text{год}/\text{м}^3$ води з поверхневих джерел водопостачання, тобто в 3–4 рази менше загального енергоспоживання озонаторних систем;
- ступінь УФ-дезінфекції не лінійно, а експоненціально росте зі збільшенням дози УФ-випромінювання, тому незначне збільшення УФ-потужності при заданій витраті оброблюваної рідини в декілька раз підвищує ступінь дезінфекції. У випадку передозування відсутні негативні ефекти на відміну від окиснювальних технологій;
- сучасні УФ-комплекси на основі дугових ламп низького тиску працюють на промисловому живленні з напругою 110, 220, 380 В, а озонаторні комплекси – від 8 до 30 кВт, що потребує забезпечення більш високих вимог з електробезпеки й кваліфікації обслуговуючого персоналу;
- сучасні бактерицидні лампові системи й пускорегулювальна апаратура забезпечують високу ступінь надійності й простоту експлуатації УФ-комплексів дезінфекції, а автоматизація великих систем, що вимагає регулювання винятково електричних параметрів, суттєво простіша й надійніша, ніж для хлору або озону;

- відсутність газоподібного (рідкого) технологічно небезпечного інгредієнту при УФ-дезінфекції води забезпечує принципово більший запас безпеки й надійності системи;
- УФ-комплекси і їх периферійне обладнання по компактності не уступають, а в ряді випадків і перевершують системи хлорування й озонування;
- мінімальна тривалість обробки (декілька секунд);
- мінімум основних параметрів, що визначають розрахунки установок:
 - максимальна витрата оброблюваної води;
 - відсоток передачі УФ-випромінювання через воду;
 - заданий рівень знезаражування;
- в порівнянні з озонуванням, УФ-знезаражування потребує у два рази менше капіталовкладень і в п'ять разів менше експлуаційних витрат. Крім того, введення комплексів УФ-знезаражування в діючі очисні споруди забезпечується без значних будівельно-монтажних витрат і не вимагає будівництва окремих приміщень. Відсутність вимог з обладнання вантажно-підйомного устаткування дає змогу проектувати невисокі приміщення. За стійкістю до УФ мікроорганізми розташовуються в наступному порядку: *вегетативні бактерії => віруси => бактеріальні спори => цисти найпростіших => протозоа.*

У порівнянні з бактеріями й вірусами відзначається підвищена стійкість дріжджів і грибів до впливу УФ-випромінювання [16, 35].

УФ-випромінювання діє на віруси набагато ефективніше, ніж хлор, а також вирішує проблему видалення вірусів гепатиту А. При дозах УФ-опромінення й хлору, що забезпечують однаковий ефект знезаражування по коефіцієнту, вплив ультрафіолету на віруси буде сильніше, ніж у випадку застосування хлору [18, 36]. Ультрафіолетове випромінювання дуже ефективне для інактивації деяких мікроорганізмів, таких як *Giardia* і *Cryptosporidium*. Однак, наприклад, аденовіруси досить стійкі до впливу ультрафіолетового світла. Одною з причин утруднення видалення мікроорганізмів можуть бути компонен-

тами суспензії, що перебувають усередині конгломератів і захищають їх від дії УФ-променів [28].

Істотним недоліком УФ-знезараження є відсутність бактерицидної післядії. Після припинення УФ-опромінення вода знову легко зазнає зовнішнього бактеріального забруднення в розподільних мережах. Застосування УФ-дезінфекції на великих станціях водопідготовки здійснюють лише за певних вимог до якості водопровідних магістралей і систем зберігання води [16, 28]. У той же час, актуальною проблемою є посилення бактерицидної дії й самого УФ-випромінювання, тому що одержання ультрафіолету є енергоємним процесом через порівняно великі затрати електроенергії на його регенерацію.

Існують обмеження щодо якості оброблюваної води. Припустимим (з погляду енергетичної доцільності) прийнято вважати такі характеристики води: кольоровість ≤ 50 -60 град ПКШ; вміст зважених речовин ≤ 30 мг/дм³, солей заліза ≤ 2 -3 мг/дм³. Велике значення на ефект знезаражування води УФ-променями має мутність і кольоровість води, тому що вони зменшують інтенсивність випромінювання в товщі води. Вплив жорсткості води, pH і температури незначний.

Недоліком УФ-випромінювання є також фотореактивація ушкоджених мікроорганізмів та темнова репарація. Установлено, що після звичайного УФ-опромінення для практики водообробки реактивується до 30% бактерій. Ушкоджені, але цілком життєздатні бактерії можуть не виявитися в стандартному санітарно-бактеріологічному контролі якості питної води, що створює помилкове судження щодо епідемічної безпеки досліджуваної води. При правильно підібраній технологічній дозі УФ-випромінювання фотореактивація не спостерігається [15, 16, 25, 28].

Є наукові публікації, в яких висловлюються думки про необхідність додаткового вивчення можливості утворення під дією УФ-променів асимільованого органічного вуглецю, що підвищує біологічну нестабільність води, а також публікації щодо існування потенційної загрози початку формування токсичних продуктів фотолізу [28].

У практиці водообробки для знезаражування води використовують в основному ультрафіолет з короткохвильового діапазону (240–280 нм). В якості джерел УФ-випромінювання для технічного застосування майже весь час використовують газорозрядні випромінювачі, що виготовлені із прозорого для УФ-променів кварцового скла. УФ-джерела містять суміш газів або пар, які в збудженому стані випромінюють спектр, що складається переважно з дискретних ліній. Для одержання інтенсивного УФ-випромінювання більш придатними виявилися, насамперед, випромінювачі на основі парів ртуті [6, 15, 16, 28, 35].

Деякі автори доводять техніко-економічну й еколого-гігієнічну доцільність комбінації УФ-випромінювання іонами срібла, міді, цинку, що взяті в концентраціях нижче встановленої для них ГДК [6].

У літературі зустрічаються відомості щодо спільного використання УФ-випромінювання із хлором. В одних випадках після УФ-обробки у воду вводять незначну кількість хлору, в інших – хлоровану воду піддають УФ-обробці. В цих роботах приводять відомості про те, що спільне використання УФ із хлором дозволяє знизити витрати хлору й споживання енергії [35].

Також деякі автори показували можливість знезаражування води при дії УФ разом з озоном, УФ з пероксидом водню [6, 16].

Слід зазначити той факт, що при спільному використанні оптичних випромінювань різних довжин хвиль можна підсилити антимікробний ефект УФ.

Ряд дослідників вважає, що комбінація озону й ультрафіолету забезпечує найбільш ефективний спосіб дезінфекції, забезпечує безліч бар'єрів для мікроорганізмів, таких як *Cryptosporidium* і *Giardia*. Озонування підвищує прозорість води для ультрафіолетового випромінювання і таким чином зменшує експлуатаційні й капітальні витрати завдяки використанню менш потужної системи озонування, а також зменшенню розмірів системи ультрафіолетової дезінфекції.

Специфічність біологічної дії різних за довжиною хвилі ділянок спектра променистої енергії була встановлена А.М. Маклаковим ще в 1889р. Подальшими дослідженнями було доведено, що високою бактерицидністю володіє ви-

промінювання з довжиною хвилі від 220 до 280 *нм*. Ця ділянка ультрафіолетового спектру називається бактерицидною. Найбільш оптимальним значенням є випромінювання з довжиною хвилі 260 *нм*; випромінювання з довжинами хвиль 200 і 310 *нм* також має достатньо ефективну бактерицидність.

Вітчизняною промисловістю випускаються ртутно-кварцові бактерицидні лампи високого тиску (типу ПРК і РКС) і бактерицидні аргонно-ртутні лампи низького тиску (типу БУВ), які використовуються для знезаражування води в практиці водопостачання.

Знезаражування води бактерицидним випромінюванням може проводитися у випадку низької кольоровості води, яка не містить колоїдних і зважених речовин, що схильні поглинати ультрафіолетові промені.

В установках лоткового типу бактерицидні лампи розташовуються над поверхнею води, що протікає тонким шаром по дну лотка; в установках із зануреними лампами вода обтікає бактерицидну лампу, що перебуває в потоці води.

Розрахунки установок для знезаражування води бактерицидним випромінюванням зводяться до визначення числа ламп, які необхідні для створення потоку бактерицидного випромінювання, що буде достатнім для знезаражування даної води.

Необхідна кількість ламп (камер) n в установці визначають за формулою

$$n = \frac{F_{\phi}}{F_{\lambda}}, \quad (2.1)$$

де F_{ϕ} – необхідний для знезаражування бактерицидний потік, *Вт*;

F_{λ} – розрахунковий бактерицидний потік, створюваний однією бактерицидною лампою після 4000-5000 год роботи, *Вт*.

Необхідний для знезаражування води бактерицидний потік F_{ϕ} обчислюють за формулою

$$F_{\phi} = \frac{Q \cdot a \cdot R \cdot \lg\left(\frac{P}{P_o}\right)}{1563,4 \cdot N_n \cdot N_o}, \quad (2.2)$$

де Q – розрахункова витрата води, $\text{м}^3/\text{год}$;

a – коефіцієнт поглинання опромінюваної води, $см^{-1}$, що дорівнює :

- для безкольорових підземних вод, які здобуті із глибоких підземних горизонтів, $0,1 см^{-1}$;
- для джерельної, ґрунтової, подруслової та інфільтраційної води $0,15 см^{-1}$;
- для обробленої води з поверхневих джерел для водопостачання $0,2 - 0,3 см^{-1}$;

R – коефіцієнт опору бактерій, що опромінюються, $мкВт \cdot с / см^2$, приймають рівним $2500 мкВт \cdot с / см^2$;

P_o – коли-індекс води в одиницях на $1 дм^3$ до опромінення;

P – те ж саме що і після опромінення, прийнятий відповідно до ДержСанПі-Ну – не більше 3 [37];

N_n – коефіцієнт використання бактерицидного потоку, прийнятий в залежності від типу установки (для установок ОВ-АКХ-1 можна приймати 0,9) ;

N_o - коефіцієнт використання бактерицидного опромінення, дорівнює 0,9.

Витрата електроенергії на знезаражування $1 м^3$ води коливається від $10 Вт/год$; для чистих артезіанських вод до $120 Вт/год$ для річкових вод після їхнього очищення на звичайній фільтрувальній станції.

2.3. ІНШІ МЕТОДИ ЗНЕЗАРАЖУВАННЯ ВОДИ

Згідно традиційній класифікації методів знезаражування води всі методи прийнято розділяти на чотири групи:

- 1) термічний спосіб;
- 2) олігодинамія;
- 3) вплив сильними окиснювачами;
- 4) фізичні методи.

Коротка характеристика термічного способу знезараження та фізичних методів приведені вище (див. п. 1.1).

Олігодинамія – це знезараження питної води за допомогою іонів благородних металів: срібла, платини.

Застосування *окисників* для очистки вод обумовлено рядом їх переваг, серед яких: можливість очищення води від органічних речовин, різних за своєю природою та властивостями; невелика кількість, а іноді повна відсутність шлаків; відсутність необхідності регенерації реагентів та інші.

Дуже інтенсивно розвиваються дослідження по розробці методик очищення води від різноманітних органічних речовин [60 –62], але слід відмітити, що кінетика реакцій окислення органічних речовин в водних розчинах вивчена недостатньо.

Одним із найбільш ефективних і перспективних окисників, які використовуються в наш час, є *пероксид водню*. Це зумовлено тим, що він є екологічно чистим реагентом, завдяки тому, що основними продуктами взаємодії його з токсичними речовинами є: вода, вуглекислий газ, кисень [63]. Це означає, що при використанні пероксиду водню не відбувається вторинного забруднення води. Але широкому використанню пероксиду водню перешкоджає його порівняно висока вартість і здатність до розкладу. В зв'язку з цим розробляються технології його електросинтезу для обробки води безпосередньо на місці використання [64]. Крім цього, в [65] зроблений висновок, що пероксид водню – невід'ємний компонент природного водного середовища і до втручання людини еволюція аеробного життя на Землі здійснювалась не тільки в присутності O_2 і H_2O , але і H_2O_2 . Виявляється, що два процеси – утворення і розкладу H_2O_2 – супроводжуються генерацією радикалів, які приймають участь в самоочищенні водного середовища. Згідно оцінок авторів [65], від 10 % до 50 % H_2O_2 розкладається в природній воді з утворенням вільних радикалів H_2O_2 і інших реакційно здатних частинок. Для збільшення швидкості розпаду H_2O_2 в водному середовищі, його використовують разом з каталізаторами. Каталітичний розпад H_2O_2 в водних розчинах прискорюється багатьма іонами, наприклад Fe^{2+} (реактив Фентона), Fe^{3+} реактив Раффа), та інші. Пошук ефективних каталізаторів продовжується [66]. Також досліджено кінетики реакцій взаємодії H_2O_2 з деякими водними розчинами органічних речовин в присутності каталізаторів при "м'яких" умовах ($p = 105 \text{ Па}$, $T=290 - 300 \text{ К}$, $pH= 6 - 7$).

Виконані дослідження показали, що найсильніший синергетичний ефект мають суміші іонів *II* та *III* валентного заліза. Використовуючи запропоновану технологію можна ефективно знешкоджувати органічні забруднювачі природних і, що найголовніше, стічних вод.

ТЕМА 3

3.1. ВПЛИВ ХЛОРУВАННЯ НА ЯКІСТЬ ПИТНОЇ ВОДИ

При хімічних методах знезаражування води найбільше часто в практиці водопідготовки використовують хлор і його похідні. Метод хлорування води в минулому зіграв дуже важливу роль у ліквідації водних епідемій, його широко використовують в усьому світі й до цього часу – більше 90% водопропускних станцій у світі знезаражують і знебарвлюють воду хлором, витрачаючи до 2 млн. тонн цього рідкого реагенту в рік. Хлорування характеризується широким спектром антимікробної дії, економічністю, простотою технологічного оформлення, наявністю способу оперативного контролю над процесом знезаражування. Крім того, попереднє хлорування води дозволяє знизити кольоровість води, усунути її запах і присмак, зменшити витрату коагулянтів [4, 5, 6].

Однак метод знезаражування води хлором має ряд недоліків. При контакті з людиною активний хлор може проявляти токсичну, місцеву дратівну й алергенну дію. У випадку його витоку – здатний вражати не тільки обслуговуючий персонал, але й населення прилеглих територій. Але основний недолік хлорування полягає в тому, що в результаті взаємодії з активним хлором багато речовин, що знаходяться у воді, утворюють продукти більш небезпечні, ніж вихідні сполуки [4].

3.2. УТВОРЕННЯ КАНЦЕРОГЕННИХ СПЛУК У ПРОЦЕСІ ХЛОРУВАННЯ

Процеси, що відбуваються при хлоруванні води, яка містить речовини природного походження, досліджені досить добре. Ще на початку 70-х років ХХ ст. у літературі з'явилися повідомлення щодо можливості утворення *галогеновмісних сполук* (ГВС) при хлоруванні води. В 1974 р. Рук (J.J. Rook) першим

припустив, що наявність ГВС у питній воді пов'язане із присутністю природних органічних сполук – гуминових і фульвокислот. Хлороформ й інші ГВС були виявлені при хлоруванні водного екстракту торфу, що підтвердило висунуту Руком гіпотезу. Було встановлено, що вміст у воді ГВС у значній мірі залежить від дози хлору, яку вводять при знезаражуванні природної води, і його контакту з водою (див. рис. 3.1) [4, 5].

Збільшення концентрації *летких хлорорганічних сполук* (ЛХС) у воді за умови наявності в ній вільного хлору спостерігається протягом тривалого часу (до 2 тижнів), однак більше 50% ЛХС утворюється в перші 4–5 год.

Останнім часом з'явилися дані про те, що багато речовин промислового походження, що знаходяться у воді, також можуть трансформуватись під дією активного хлору. Продукти хлорування ряду таких речовин мають мутагенну й канцерогенну активність, але наскільки є широким цей спектр сполук, котрі здатні утворювати небезпечні хлорпохідні в результаті хлорування, – поки що вивчено недостатньо.

У процесі хлорування води можуть утворюватися сотні галогеносполук, якісний і кількісний склад яких залежить від вихідного вмісту у воді речовин – попередників ГВС. Встановлено, що такими є гумінові кислоти, фульвокислоти, таніни, хінони, дубильна, карбоксильна, лимонна й амінокислоти, Д-глюкоза, вуглеводні, похідні фенолу, аніліну, *поверхнево-активні речовини* (ПАР), рідше зустрічаються барвники, спирти, ефіри, альдегіди, кетони, екстрацелюлярні продукти життєдіяльності водоростей, у тому числі – синьо-зелених, планктонів і т.п. Відомо, що додатковим джерелом попередників ГВС можуть служити виробничі стічні води, що містять лігніни, смоляні й жирні кислоти. Ця проблема далека до повного розв'язання і, хоча вже починають з'являтися нові дані про попередників ГВС промислового походження, поки що немає вичерпного переліку антропогенних забруднень, здатних трансформуватися в ГВС при хлоруванні [5, 7, 8].

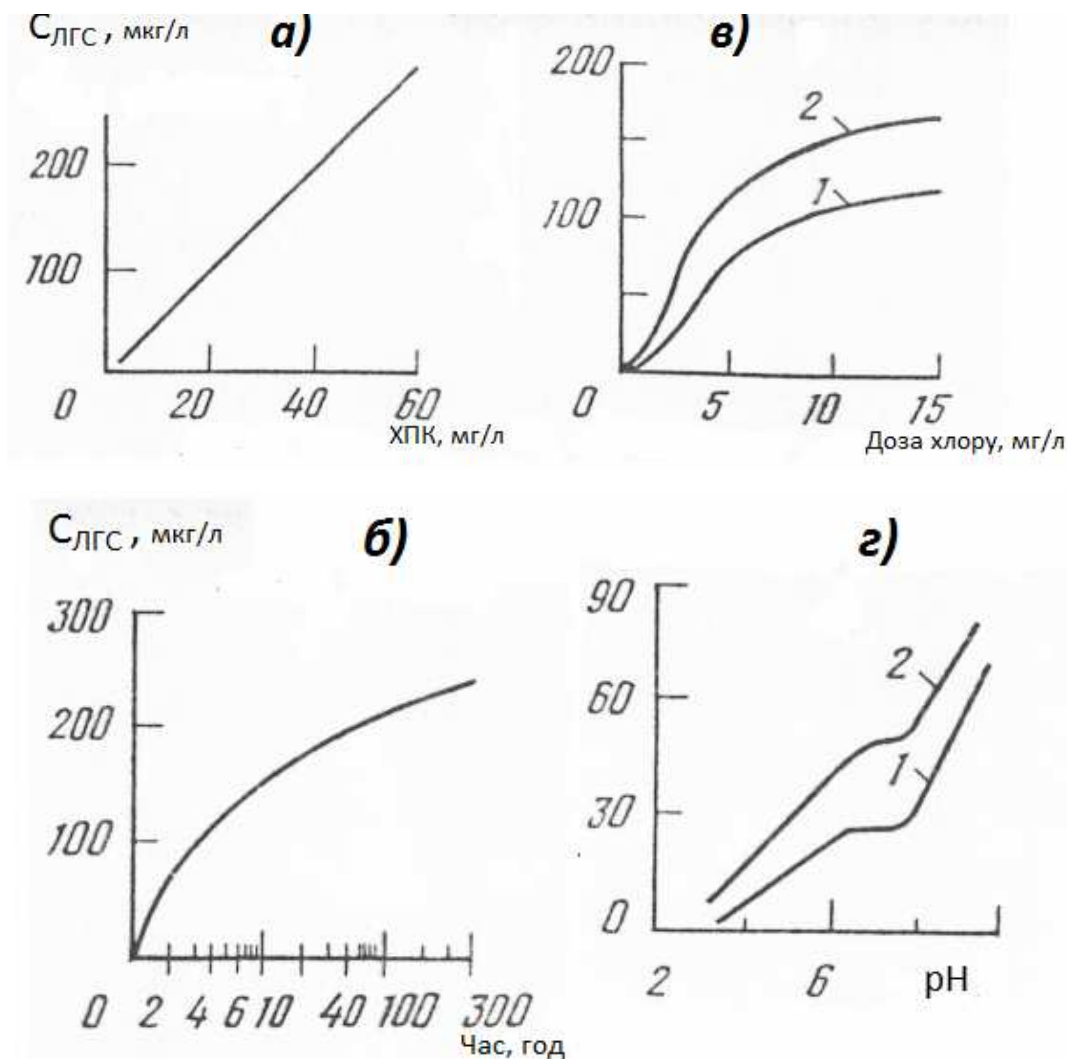


Рис. 3.1 – Вплив якості води й умов її знезаражування на процес утворення ЛХС:

- а** – вміст органічних речовин;
- б** – тривалість контакту води з хлором;
- в** – доза хлору при контакті 1 год (1) і 4 год (2);
- г** – зміна pH при ХПК 17 мг/дм^3 (1) і 27 мг/дм^3 (2)

Утворення ГВС із попередників продовжується після попадання хлорованої води до водогінної мережі, внаслідок чого концентрація цих речовин зростає по мірі просування питної води до споживача. Протягом доби вміст ГВС у воді збільшується на 13–15%, а в подальшому може перевищити вихідне значення майже в 1,5 рази [7, 9, 10].

Наявність попередників не є єдиною причиною появи ГВС в питній воді. Ситуація погіршується ще й тим, що вода, яка надходить на водопровідні станції, часто вже містить хлороформ й інші ГВС, що утворилися при знезаражу-

ванні хлором очищених стоків, які потім були скинуті в водоймище. Виявляється, що ГВС мають надзвичайно широке розповсюдження [7].

Установлено, що утворення речовин з мутагенними властивостями пов'язано з середньою молекулярною масою 3300–7900 (калібрування за Декстраном). Авторами [38] доведено, що основними джерелами мутагенів прямої дії є розчинні органічні речовини з молекулярною масою >2000 . Кількість мутагенактивних інгредієнтів, що виникають, залежить як від концентрації гумусових фракцій у воді, так від дози хлоруючого реагенту. Мутагенна активність води корелюється з вмістом у ній *гумусових кислот* (ГК) і *фульвокислот* (ФК) і залежить від пори року: нижче влітку, трохи вище навесні й помітно вище восени [44]. Підвищення температури води стимулює реакцію хлорування останніх: збільшується кількість як летких, так і нелетких хлорорганічних сполук.

Регулювати інтенсивність реакції хлорування органічних сполук у воді коректуванням *pH* неможливо.

Сучасні інструментальні методи дозволили виділити й ідентифікувати величезну кількість органічних сполук, які можуть бути попередниками *тригалометанів* (ТГМ). Американське агентство захисту навколишнього середовища вже в 1978 р. опублікувало список виявлених у річкових водах >1300 індивідуальних речовин, розділених за функціональними ознаками на 112 груп. Більше половини цієї номенклатури (766 одиниць) знайдено в питній воді! Вказується на здатність практично всіх азотовмісних органічних речовин взаємодіяти із хлором.

Відносно хлороформу сформувалося безперечне уявлення про те, що ймовірність його утворення є функцією розміру молекул: вона зростає зі збільшенням молекулярної маси ГК і ФК. Наукові дані переконують у схильності практично всіх фракцій ФК до реакції взаємодії із хлором, які призводять до росту кількості хлороформу. Ця обставина викликає обґрунтовану тривогу, тому що жодній із станцій водоочищення не вдається ізолювати органічні речовини з молекулярною масою >500 , що також мають високий потенціал до утворення ТГМ.

До значного ускладнення складу домішок природних вод призводить надходження до водоймища не тільки неочищених, але в ряді випадків і очищених стічних вод, оскільки при біохімічному окисненні утворюються продукти невідомого складу. Тому висновок про те, що із природних вод навіть сучасними методами виділено й ідентифіковано всього лише 10-12% індивідуальних компонентів, мабуть, цілком обґрунтований.

Питання щодо механізму і закономірності утворення токсичних продуктів у результаті хлорування природних вод постійно обговорюється на різних рівнях. Установлено, що при хлоруванні води різних джерел в реакцію заміщення, окиснення або приєднання із хлором вступає від 10 до 90% органічних речовин і практично неможливо передбачити кількісний і якісний склад продуктів, що утворюються при обробці води дезинфікантами, хоча спроби теоретичного прогнозу вже зроблені.

У переважній більшості робіт стверджується, що саме водний гумус відповідалий за появу хлорорганічних сполук у питній воді. Відзначено, якщо природні ГК і ФК нешкідливі, то взаємодія із хлором робить їх потенційно небезпечними для здоров'я людини [10, 11].

В останньому виданні Посібника *Всесвітньої Організації Охорони Здоров'я* (ВООЗ) з контролю якості питної води наведені відомості щодо 19 речовини – продуктів хлорування, які є потенційно небезпечними для здоров'я населення. Серед них *тригалометани* (ТГМ), хлорфеноли, сполуки з груп галооцтових кислот, галоацетонітрів, галогенованих альдегідів, кетонів і фуранонів. Залишається незрозумілим, чи можуть утворюватися при обробці води хлором хлоретилени, хлоретани, хлорбензоли й ряд інших ГВС [7].

Небезпечними речовинами, що утворюються при хлоруванні води, є [5]:

| | |
|---------------------------|--------------------|
| Хлороформ | 1,2-Дихлоретан |
| Чотирьоххлористий вуглець | 1,1-Дихлоретилен |
| Дихлорбромметан | Трибромметан |
| Дибромхлорметан | 2,4,6-трихлорфенол |
| Трихлоретилен | 2-хлорфенол |
| Тетрахлоретилен | Дихлорацетонітрил |

Бромоформ

Хлорпіридин

Дихлорметан

Поліхлорировані біфеніли

В США в результаті аналізу води десяти джерел водопостачання великих міст встановлено, що від 9 до 20% поглиненого хлору утворюють ХОС, у тому числі 2–5% – тригалометани; 2,5–5% – галооцтові кислоти; 0,1–0,2% – трихлорацетон; 0,01–0,13% – дихлорацетонітрил. На 1 *мг* ЗОВ утворюється від 50 до 300 *мкг* ХОС, у тому числі 40–136 *мкг* ТГМ і стільки ж галооцтових кислот.

Дослідження, що були проведені на 113 муніципальних водопроводах США, показали, що кількість хлороформу в питній воді складала 75% від загального вмісту ТГМ і коливалась від 0,035 до 0,083 мг/дм^3 , вміст бромоформу – від 0,002 до 0,004 мг/дм^3 , дибромхлорметану – від 0,006 до 0,012 мг/дм^3 , бромдихлорметану – від 0,009 до 0,018 мг/дм^3 , загальний вміст ТГМ – від 0,053 до 0,117 мг/дм^3 . Як правило, в питній воді, яка пройшла етап хлорування, вміст ТГМ підвищувався [51].

У Великобританії середня концентрація ТГМ в сирій необробленій воді із річок складала 2 мкг/дм^3 , в обробленій питній воді – від 34 до 52 мкг/дм^3 ! В підземних водах концентрація ТГМ знаходилась на рівні 6 мкг/дм^3 , оброблені хлором ґрунтові води містили 50–60 мкг/дм^3 .

За даними ряду українських лабораторій, в Україні вміст хлороформу, бромдихлорметану, дибромхлорметану та бромоформу в питній воді водопровідних станцій міст Дніпровського басейну (Київ, Дніпропетровськ, Запоріжжя, Нікополь, Миколаїв, Харків) складала 10–168 мкг/дм^3 ; 1,0–2,0 мкг/дм^3 ; 0,3–0,8 мкг/дм^3 ; 0,01–0,02 мкг/дм^3 відповідно [52].

При хлоруванні води з водоймищ України (Дніпро, Десна, Кременчуцьке водоймище, Рось) в літню пору року може утворюватися більше 300–400 мкг/дм^3 хлороформу. При цьому питоме утворення хлороформу (на кожний міліграм поглиненого вільного хлору) становить від 30 до 70 *мкг*, а на кожний міліграм поглиненого зв'язаного хлору – від 7 до 20 *мкг* [39].

За даними ІКХХВ НАН України лише концентрація хлороформу в питній воді, відібраної з водорозбірних кранів у квартирах м. Києва в 2–3 рази перевищує припустиму для джерел водопостачання (згідно з нормами ДержСанПіНу) [4].

В останні роки ХХст. у водному законодавстві багатьох іноземних країн відзначають чітку тенденцію до занепокоєння і все більш негативного відношення до присутності в питній воді тригалометанів. Якщо ВООЗ в 1996 р. рекомендувала $0,2 \text{ мг/дм}^3$ хлороформу (як його припустиму концентрацію в питній воді), то до 2000 р. у ЄС, Канаді й США була встановлена межа вмісту суми всіх тригалометанів, включаючи хлороформ, на рівні $0,1 \text{ мг/дм}^3$, а з 2002 р. США ввели новий норматив тригалометанів – $0,08 \text{ мг/дм}^3$ [48].

Згідно з Державними санітарними правилами і нормами "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання" від 23.12.96р. за вмістом хлорорганічних речовин питна вода повинна відповідати вимогам, що наведені в табл. 3.1. В тому числі вода не повинна містити: 1,1-дихлоретилену; 1,2-дихлоретану в концентраціях, обумовлених стандартними методами досліджень [14].

Таблиця 3.1 – Токсикологічні показники нешкідливості хімічного складу питної води

| Найменування показників | Одиниця виміру | Нормативи, не більше | Клас небезпеки |
|---------------------------|----------------|----------------------|----------------|
| Тригалометани (ТГМ, сума) | мг/куб. дм | 0,1 | 2 |
| Хлороформ | мг/куб. дм | 0,06 | 2 |
| Дибромхлорметан | мг/куб. дм | 0,01 | 2 |
| Тетрахлорвуглець | мг/куб. дм | 0,002 | 2 |

Нижче приведено порівняльну характеристику нормативних документів якості питної води на вміст ТГМ різних країн та організацій (табл. 3.2).

В країнах ЄС та США контроль за вмістом в питній воді ТГМ здійснюється на основі визначення їх сумарної концентрації, яка не повинна перевищувати $0,10 \text{ мг/дм}^3$. В Російській Федерації [50] для контролю утворення побічних продуктів хлорування питної води рекомендовано визначати вміст хлороформу

(ГДК для якого встановлена з урахуванням рекомендацій ВООЗ – 0,2 мг/дм³). Ситуація, що склалася в Україні, була проаналізована автором вище.

Таблиця 3.2 – Нормування якості питної води на вміст ТГМ різних країн та організацій

| Показник | Одиниця виміру | Україна (ГОСТ 2874-82) | Україна (Держ-СанПін-96) | Росія (СанПін 2.1.4.559-96) | Євросоюз (Директива 98/83/ЕС) | США (Стандарт на якісну питну воду – 2001) | ВООЗ (Рекомендації-1993) |
|----------------------------|--------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------------|-------------------------------|--|--------------------------|
| Тригалогенметани, загальні | мг/дм ³ | – | < 0,100 | – | < ,100 | 0,080 | < 1,00 |
| Дибромхлорметан | мг/дм ³ | – | 0,010 | – | – | – | 0,100 |
| Тетрахлорметан | мг/дм ³ | – | 0,002 | 0,006 | – | 0,005 | 0,002 |
| Хлороформ | мг/дм ³ | – | 0,060 | 0,200 | – | – | 0,200 |
| Бромоформ | мг/дм ³ | – | – | – | – | – | 0,100 |
| Бромдихлорметан | мг/дм ³ | – | – | – | – | – | 0,06 (10–5) |

ТЕМА 4

4.1. НЕГАТИВНІ НАСЛІДКИ ВЖИВАННЯ СПОЖИВАЧАМИ ВОДИ, ЗНЕЗАРАЖЕНОЇ ХЛОРОМ

До 1974 р. хлорування ніяк не зв'язували з захворюваннями населення. Вважалося, що хлорована вода не виявляє ніякої несприятливої дії на стан здоров'я людини. В 1974 р. для Фонду захисту оточуючого середовища США була підготовлена доповідь про присутність у воді р. Міссісіпі речовин, що викликають рак. Поява цієї доповіді збіглася з виявленням в зразках питної води Нового Орлеану ряду канцерогенних сполук, причому в найбільшій концентрації був виявлений хлороформ. Це й стало тим пусковим механізмом, який викликав цілу лавину досліджень, що мали метою з'ясувати можливу залежності онкологічної захворюваності населення від появи в питній воді *галогеновмісних сполук* (ГВС) – продуктів її хлорування.

Перші роботи, присвячені цій проблемі, з'явилися в США вже в середині 70-х років ХХ ст. В них акцентувалося, що серед чоловіків, що вживали очище-

ну воду, джерелом водопостачання якої була р. Міссісіпі, смертність від раку становила 15% – більше, ніж у випадках споживання води з підземних джерел.

Основними локалізаціями пухлин, які пов'язуються з дією ГВС, зокрема тригалометанів, є сечовий міхур, товста й пряма кишка. Дослідники зіткнулися з великими труднощами, намагаючись розібратися в цьому питанні за допомогою методів епідеміології. Одна з основних причин їх виникнення – низькі концентрації сполук у воді.

Виявити вплив достатньо малих концентрацій речовин на здоров'я людини, виділити їх серед інших факторів навколишнього середовища надзвичайно складно. Не випадково автори більшості епідеміологічних досліджень, у яких встановлений кореляційний зв'язок між вмістом ТГМ у воді й рівнем онкологічної захворюваності, роблять застереження щодо недостатності результатів подібних досліджень для остаточного висновку. Більше того, в деяких раніше зроблених дослідженнях дійшли висновку про те, що мало ймовірно виявити ризик, пов'язаний з малими концентраціями тригалометанів, присутніх у воді.

У результаті аналізу даних епідеміологічних досліджень, які проведені у світі до 1987 р., експерти *Міжнародної організації з дослідження раку* (МОДР) дійшли висновку, що вони недостатньо точні (неадекватні), щоб зробити висновки про можливу бластоогенність хлороформу для людини [48]. Що ж стосується таких ТГМ, як бромформ, дихлорбромметан і дибромхлорметан, то інформація про їхню канцерогенність була відсутня на той час. Але вже в 1986 р. у доповненні до Закону США "Про безпечність питної води" хлороформ класифікований як канцероген для людини та віднесений до *групи безпеки B2*. В 1994 р. розраховані рівні ризику виникнення раку при проникненні хлороформу в організм людини на рівні $6 \text{ мкг/кг}\cdot\text{добу}$. Деякі цікаві статистичні дані про кількість захворювань раком на тисячу людей за всю тривалість життя – за 70 років (табл. 4.1) [12]:

Додаткові складності виникають через те, що хлоруванню підлягає, насамперед, вода поверхневих водоймищ, і без того забруднених різними хімічними речовинами. Це, насамперед, визначає можливість впливу на організм

людини, крім ГВС й інших сполук, що знаходяться у воді, причому у випадку з поверхневими водоймищами подібний вплив буде істотніше вище.

Таблиця 4.1 – Ризик захворювання на рак упродовж життя людини

| Концентрація хлороформу в питній воді, мкг/дм ³ | Кількість захворювань |
|--|-----------------------|
| 6 | 1 чол. на 1 млн. чол. |
| 60 | 1 чол. на 100 00 чол. |
| 600 | 1 чол. на 10 00 чол. |

Вода не є єдиним джерелом тригалометанів і інших галогеновмісних сполук для людини. Не менша, а в деяких випадках і більша кількість вищеназваних речовин може надходити до організму з повітря в житлових і виробничих приміщеннях, з атмосферного повітря, з продуктами харчування і т.п. Якщо до цього додати тривалий латентний період виникнення пухлин, ускладнюючий зіставлення порівнюваних параметрів, що модифікують вплив факторів навколишнього середовища й побуту, а також багато інших моментів, то стане ясно, наскільки складна проблема точного визначення вмісту ГВС. Деякі ГВС легко переходять із води в повітря, тому що є леткими й мають низьку температуру кипіння, завдяки цьому вони додатково надходять в організм із вдихуванням повітрям, при купанні у ванні й плавальному басейні, прийманні душу, при пранні й кип'ятінні білизни, готуванні їжі [7]. Таким чином, деякі автори вважають, що результати епідеміологічних досліджень внаслідок значних методичних труднощів суперечливі й не дозволяють дати однозначну відповідь на поставлене питання. В подібній ситуації зробити остаточний висновок з погляду деяких авторів не представляється можливим.

Деякі автори [7] вказують на можливість надходження ГВС в організм людини через шкіру або переходу хлороформу з повітряного середовища в кров.

Небезпека ряду ГВС, таких як чотирихлористий вуглець, бромдихлорметан, дибромхлорметан, хлоральгидрат, пов'язана з їхніми вираженими кумулятивними властивостями. Деякі ГВС мають здатність викликати найбільш не-

сприятливий із усіх віддалених ефектів – розвиток злоякісних пухлин. Ймовірними канцерогенами для людини є хлороформ, чотирихлористий вуглець, 2,4,6-трихлорфенол, бромдихлорметан, – всі вони віднесено до групи 2Б за класифікацією МОДР. Ймовірно, що канцерогенною дією характеризуються і галооцтові кислоти. В епідеміологічних дослідженнях, проведених в Айові (США), встановлено, що в людей, які вживали хлоровану питну воду протягом більше 40 років, ризик розвитку раку сечового міхура збільшується в 2 рази. Аналогічне збільшення ризику (в 2 рази) виявлене в жителів Північної Кароліни у віковій групі 70–79 років із захворювання на рак товстої й прямої кишки при вживанні хлорованої води протягом 16 років [7].

У роботі [11] згадується про можливий зв'язок між захворюванням на рак нирок, печінки зі вмістом ТГМ у воді, а також відтворена здатність хлороформу до акумуляції в живих організмах. При оцінці токсичних властивостей таких ТГМ як трихлорметан, бромдихлорметан, дибромхлорметан і трибромметан у дозах, що становлять 1/10 від LD_{50} протягом доби, по закінченні контрольного місяця спостерігалось збільшення маси печінки, зниження маси селезінки в мишей, а також відзначене падіння кількості фіброногену, що вказує на зменшення здатності печінки до синтезу протеїну. В свою чергу, вплив хлороформу на нервову систему загальноновідомий.

Вченими світу виявляються все нові й нові представники ГВС, наприклад, 3–хлор–4–дихлорметил–5–гідрокси–2(5H)-фуранон – потужний мутаген, в якого ризик розвитку ракових пухлин на рівні 10^{-5} відповідає 0,06 мкг/кг, або інша галогеновмісна сполука – хлорпикрин – надзвичайно небезпечна речовина, що застосовувалась як *отруйна речовина* (ОР) в роки Першої світової війни. Через відсутність необхідної інформації їх гігієнічні нормативи поки що не встановлені. Маловивченими залишаються також моно–, ди–, і три–хлорпропенали, моно– і ди–бромпропенали, хлор– і бром–бутенали (галогеновані альдегіди), моно–, ди–, три–, тетра– і пентахлорпропанони (галокетони), хоча їх досить часто виявляють в хлорованій питній воді.

Залишається спірним також питання щодо зв'язку хлорування питної води з утворенням у ній хлорованих діоксинів [49]. Очевидно, супертоксикант 2,3,7,8-тетрахлордібензол-діоксин не утворюється під впливом звичайно використовуваних доз хлору, однак у хлорованій воді можлива поява окремих ізомерів діоксину, токсичність яких у сотні раз менше, чим в основного супертоксиканту [7]. Добре відомо, що попадання в організм людини діоксинів фенольних сполук, що утворюються при взаємодії природних вод з хлором, призводить до ослаблення імунної системи в цілому і зниження імунної функції організму до інфекційних захворювань зокрема [15].

Зовсім недавно в США стурбованість спеціалістів щодо впливу побічних продуктів хлорування, особливо бромодихлорметану, на репродуктивні функції людини, у тому числі на збільшення кількості викиднів, викликала бурхливу реакцію громадськості й цілий ряд судових розглядів [7]. Обласним управлінням охорони здоров'я Харківської обласної адміністрації були проведені подібні дослідження в період з 2000р. по 2004р. в Ленінському районі міста Харкова, в процесі яких виявлене стабільне погіршення демографічних показників: збільшення кількості викиднів та дитячої смертності. Медики пов'язують це з підвищенням показників факторів забрудненості в місті. Оточуюче середовище (атмосферне повітря та вода) сприяють виникненню хронічних неспецифічних впливів на організм людини, причому такого роду вплив може проявлятися впродовж усього життя або навіть декількох поколінь.

4.2. ІНШІ НЕГАТИВНІ АСПЕКТИ ХЛОРУВАННЯ ВОДИ

Хлор і сполуки, що містять активний хлор, впливають при водоочищенні не тільки на органічні речовини й живі організми. Розчинений у воді хлор агресивний по відношенню зворотньоосмотичних мембран, що викликає необхідність застосування хлоростойких зразків, а також реалізації ряду технологічних прийомів з дехлорування води. Відзначається точкова корозія мембран у присутності великої кількості ТГМ і бактерій. Установлено, що хлор поглинається

трубами, які виготовлені з полівінілхлориду, твердого й м'якого поліетилену, а потім хлор тривалий час (від 2 до 50 діб) десорбується в питну воду, таким чином підвищуючи в ній вміст розчиненого хлору [11].

Ще одна причина, через яку хлорування не можна вважати універсальним методом знезаражування – існування хлоррезистентної мікрофлори: хлоростійких форм *E.coli*, *Pseudomonadaceae*, *Klebsiellae*, *Proteae*, *Legionella*, що відносяться до умовнопатогенних і патогенних мікроорганізмів і є стабільними контамінантами міських систем водопостачання. Стосовно спорових форм – хлор малоефективний. Відносно стійкі до хлору також мікробактерії, ентеровіруси, цисти найпростіших, синегнійна паличка.

Отже, узагальнюючи вищесказане, хлор та хлоровмісні реагенти мало-ефективні по відношенню до:

- умовно патогенних мікроорганізмів;
- патогенних мікроорганізмів;
- спор;
- мікробактерій;
- ентеровірусів;
- цист;
- синегнійної палички;
- вірусів.

Хлорування найменш ефективно відносно вірусів. Наприклад, *вірус гепатиту А* (ВГА) має високу стійкість і практично неінактивується зв'язаним хлором у дозах $0,8\text{--}1,2\text{ мг/дм}^3$, які використовуються для вторинного хлорування на станціях водопідготовки. Для інактивації ВГА у воді на 99% доза зв'язаного хлору має бути не менш $4,2\text{ мг/дм}^3$. Відносно стійкий до хлору вірус Norwalk, для повної дезактивації якого потрібна доза вільного хлору 10 мг/дм^3 . Для знезараження води від ентеровірусів необхідна концентрація вільного хлору $1\text{--}2,7\text{ мг/дм}^3$, з тривалістю контакту від 30 хв до 4 год [8, 16, 17, 18]. Ентеровіруси здатні довго зберігатись у водопровідній воді. При температурі $+18\text{--}22^{\circ}\text{C}$ вони живуть протягом 27–234 днів залежно від типу вірусу, при температурі $+4\text{--}10^{\circ}\text{C}$

– до 50–811 днів. Відомо, що влучення лише однієї вірусної часточки в організм людини може призвести до захворювання. Для зазначених вірусів характерним є поліморфізм клінічних проявів в межах від безсимптомного носія вірусу, запалення дихальних шляхів, діарей до менінгітів, паралічів і до таких захворювань, які раніше не зв'язували з інфікуванням ентеровірусами, а саме цукровий діабет, ревматичні захворювання і т.п. Згідно зі статистичними даними у місті з населенням 1 млн. чол. від вживання води щодня виникає близько 600 клінічних і субклінічних форм захворювань ентеровірусної етіології. Таким чином, є відомості щодо недостатньої ефективності очисних споруд водопроводу відносно вірусного забруднення й постійної небезпеки інфікування населення при вживанні питної води [2, 8, 19]. Проведені останнім часом дослідження показали, що традиційні схеми водопідготовки в багатьох випадках не є бар'єром на шляху проникнення вірусів, цист найпростіших, яєць гельмінтів і лямблій у питну воду. Для знезаражування води від цист і лямблій необхідно добавляти в оброблювану воду вільного хлору дозою $2\text{--}5\text{ мг/дм}^3$ та забезпечити контакт із водою на протязі 30–60 хв [16].

В 1993р. в місті Мілуокі штат Вісконсін (США) раптово з'явилися ооцисти *Cryptosporidium parvum*, які стали сприйматися в США як самі серйозні патогенні мікроорганізми, що присутні в питній воді, тому що хлор неефективний для дезінфекції ооцист.

Висновки: Хлорорганічні сполуки, що утворюються в процесі хлорування, становлять велику небезпеку здоров'ю людини. У зв'язку із цим перспективним завданням є пошук і гігієнічна оцінка альтернативних і додаткових методів очищення питної води.

ТЕМА 5

5.1. ВИКЛЮЧЕННЯ ПОПАННЯ КАНЦЕРОГЕННИХ ХЛОРПОХІДНИХ У ПИТНУ ВОДУ

В якості технічних рішень, що запобігають утворенню шкідливих речовин при хлоруванні води, можна запропонувати [5, 7, 10, 12]:

1. Зміна режиму хлорування води (зменшення дози хлору до $1-2 \text{ мг/дм}^3$, використання багатоетапного хлорування, перенесення місця введення хлору). При високому хлорпоглинанні води необхідно проводити дробне хлорування, в цьому випадку розрахункову дозу хлору вводять не відразу, а невеликими порціями (частково перед спорудами першого ступеня очищення води, частково – перед фільтрами). Зміна режиму хлорування води дозволяє зменшити концентрацію ЛХС на 15-30%.

2. Не проводити попереднє хлорування. Застосовувати фільтри із завантаженням *гранульованим активним вугіллям* (ГАВ) для видалення з води розчинених органічних забруднень. *Активне вугілля* (АВ) має широкий спектр адсорбційної активності й більшість органічних сполук затримуються на його поверхні. Сорбцією на активних вугіллях можна вилучити до 80% *загального органічного вуглецю* (ЗОВ), зменшити концентрацію органічних речовин, які при хімічній взаємодії з іншими речовинами утворюють ЛХС. Проте цей метод збільшує вартість очищення води й ускладнює технологічний процес.

3. Попереднє очищення води з поверхневих джерел від суспензій, водоростей, органічних речовин (використання інфільтраційних водозаборів, пневмозавіс, мікрофільтрів, префільтрів і т.п.).

4. Виключення зі схеми підготовки питної води застосування хлору й хлоровмісних реагентів. Наприклад, застосування озону на стадії попередньої обробки води дозволяє на 70-80% зменшити кількість ЛХС.

5. Для зменшення кількості ЛХС при обробці малокаламутних вод можна використовувати УФ-опромінення на стадії попереднього знезаражування води – концентрація хлору в оброблюваній воді зменшується, отже зменшується і вміст ЛХС або вони повністю вилучаються. Але слід мати на увазі, що ефективність зменшення концентрації ЛХС в цьому випадку буде залежати тільки від послідуєчого процесу очищення води коагулюванням, тому що УФ-опромінення не впливає на видалення попередників ЛХС. Крім того, застосування УФ-опромінення не виключає завершальної стадії хлорування води.

6. Суттєво зменшити концентрацію ЛХС в питній воді можна при використанні для її знезаражування замість хлору хлорамінів, що утворюються при хлоруванні води, яка містить іони амонію. Від величини співвідношення аміаку й хлору в значній мірі залежить концентрація ЛХС після її обробки. Максимального ефекту досягають за умови, що весь хлор перебуває у воді у вигляді хлорамінів. В ідеальних умовах це співвідношення 1:4.

7. Озонування в комбінації із хлорамонізацією забезпечує найбільш ефективний контроль над формуванням побічних продуктів хлорування води.

8. На даний момент відомі ще два методи видалення ЛХС – сорбція й аерація. Ефективність їх висока, але досягається при значних капітальних і експлуатаційних витратах. Сорбцією на активованому вугіллі видаляється більше ніж 90% ЛХС, однак сорбційна ємність вугілля стосовно ЛХС невелика.

8. Застосування комбінованої обробки води.

Слід також звертати увагу на необхідність охорони водних джерел від забруднення промисловими стічними водами [7].

Автори [8, 12] вважають, що використання пилоподібного активного вугілля для видалення летких ХОС економічно не вигідно через необхідність застосування високих ($50\text{--}60\text{ мг/дм}^3$) доз вугілля і його високу вартість. Шляхом аерування можна вилучити до 99% летких ХОС, але витрати повітря перевищують величину 30 м^3 на 1 м^3 води. Такі способи видалення ХОС із води дуже дорогі, а у великих обсягах – нереальні, тому що вимагають величезних капітальних затрат.

При оптимальному використанні перерахованих способів з урахуванням особливості технології водопідготовки на конкретному об'єкті можна з мінімальними капітальними витратами значно зменшити вміст токсичних ЛХС у питній воді.

Незважаючи на те, що жорсткість уже існуючих і введення нових нормативів по *галогеновмісним сполукам* (ГВС) призведе до значних технологічних і економічних труднощів при доведенні якості хлорованої води до відповідності

гігієнічним вимогам, малореально очікувати швидкого переобладнання всіх водопровідних станцій і споруд для переходу на інші способи знезаражування.

На першому етапі вдосконалювання стратегії вибору оптимальних методів знезаражування необхідно реалізовувати всі доступні прийоми захисту населення від впливу ГВС, що знаходяться в питній воді. Населення повинне одержувати достовірну інформацію щодо рівня хімічного й біологічного забруднення джерел водопостачання, про бар'єрні можливості діючих очисних споруд і можливості додаткового забруднення питної води в мережі розподілу. Для зменшення вмісту в питній воді ГВС можна користуватися побутовими фільтрами з картриджами з активованим вугіллям або кип'ятити воду впродовж 5 хв, хоча при кип'ятінні хлор може вступати в реакцію з органічними речовинами.

На другому етапі слід переходити на поєднання застосування хлору та інших знезаражуючих засобів, особливо, якщо існує ймовірність вторинного забруднення води в розподільчій водогінній мережі. Зокрема, перспективним є поєднання використання хлору й озону, що підтверджується практикою водопостачання міста Парижа.

На третьому етапі при узгодженні проектів на спорудження і реконструкцію водопровідних станцій необхідно в обов'язковому порядку відмовлятися від хлорування й переходити на застосування інших прогресивних і безпечних способів знезаражування води [7].

Деякі автори вважають, що розв'язком проблеми постачання населення міст високоякісною питною водою може бути бутілювання води, використання локальних установок доочищення водопровідної води, розміщених в центрах житлових мікрорайонів [21].

На даному етапі виправданими будуть будь-які заходи щодо поступового зменшення використання хлору для знезаражування питної води. Кожний громадянин України повинен мати гарантоване право на споживання якісної питної води!

ТЕМА 6

6.1. АЛЬТЕРНАТИВНІ СПОСОБИ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ПИТНОЇ ВОДИ

(Діоксид хлору)

Діоксид хлору не тільки в Україні, але й в інших країнах СНД, є маловідомим реагентом, маловпроваджуваним і в деякій мірі – екзотичним засобом знезаражування води. На перший погляд це може здатися дивним, тому що переваги цього засобу в порівнянні з іншими окиснювачами (хлором і озоном) безперечні, чим обумовлене його використання в багатьох країнах світу[22].

На відміну від хлору діоксид хлору не вступає в реакції заміщення з домішками, що знаходяться у воді і тому не утворює хлорорганічних сполук. Відомо, що діоксид хлору не менш ефективний, ніж хлор, а по відношенню до бактерій ще більш ефективний, особливо при інактивації паразитичних найпростіших і вірусів. Як бактерицидний засіб він може зберігати активність у воді принаймні 48 годин і гарантує ефективність протягом більш тривалих періодів, ніж хлор [23].

Перевагами діоксиду хлору в порівнянні із хлором і хлорпрепаратами є [22, 24]:

- поліпшення органолептичної (смак, запах, кольоровість, каламутність) характеристики води;
- висока біоцидна активність відносно всіх форм мікроорганізмів, включаючи спори, віруси; цисти найпростіших, яйця гельмінтів, мікроводорості і та ін.;
- висока швидкість знезаражування при значно меншій концентрації речовини;
- тривалий бактеріостатичний ефект у водорозподільчих системах;
- видалення мікробних відкладень, запобігання утворенню таких відкладень в мережі водорозподілення;
- відсутність утворення хлоровмісних сполук, включаючи тригалометани, хлорфеноли, поліхлоровані біфеніли і та ін. Вміст ТГМ при застосуванні

діоксиду хлору становить 1-25% від вмісту ТГМ, яких можна спостерігати при обробці тієї ж кількості води хлором. Результати деяких досліджень [24] свідчать про відсутність утворення хлороформу в природних водах, що оброблені діоксидом хлору в концентраціях до $1,0 \text{ мг/дм}^3$;

- відсутність реакцій з аміаком та іонами амонію;
- незалежність окисно-відновного потенціалу від pH води;
- окиснення органічних сполук, заліза (II), марганцю (II) і та ін.;
- поліпшення флокуляції води, що не пройшла ще обробки;
- екологічна безпека.

Переваги діоксиду хлору в порівнянні з озоном такі:

- тривалий ефект післядії (не менш 48 год), що істотно підвищує надійність обробки води;
- відсутність утворення токсичних броматів;
- мінімальні ваго- габаритні параметри устаткування;
- технологічні й експлуатаційні переваги;
- менша вартість устаткування й собівартість обробки води.

Хотілося б відзначити наступне: світовий досвід виробництва й експлуатації устаткування з генерації й дозування діоксиду хлору свідчить про те, що оптимальною є технологічна схема його одержання із хлориту натрію й хлористоводневої кислоти у зв'язку з надійністю й доступністю необхідного обладнання. Цей метод відповідає вимогам, що висуваються нормативними документами до якості отриманого розчину, підлягає автоматизації, безпечний в експлуатації. Вартість дезінфекції з використанням діоксиду хлору цілком можна порівнювати з іншими способами. Генератори для синтезу діоксиду хлору випускають відомі європейські фірми, технологія його використання добре відпрацьована, що зробило цей спосіб доступним і широко використовуваним в Європі [22, 24].

Щодо токсичності похідних діоксиду хлору, то коректніше було б говорити про одну похідну – хлорит-аніон, ГДК якого ($0,2 \text{ мг/дм}^3$) ВООЗ вже переглянула поріг припустимості вбік підвищення до 1 мг/дм^3 .

6.2. ПОЗИТИВНІ СТОРОНИ І НЕДОЛІКИ ВИКОРИСТАННЯ АЛЬТЕРНАТИВНИХ МЕТОДІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ

Знезаражування води є обов'язковою завершальною стадією водоочищення. Існуючі методи знезаражування питних вод можна розділити на **чотири основні групи**:

- 1) хімічні (хлорування, озонування, обробка пероксидом водню, деякими іонами металів і та ін.);
- 2) фізичні (ультрафіолетове випромінювання, ультразвук, електричне поле, різноманітні типи електричних розрядів, фільтрація);
- 3) фізико–хімічні (коагуляція, флотація, сорбція, мембранна фільтрація, комбіновані методи);
- 4) біологічні (біосорбція) [5, 6].

Крім хлору і його похідних у практиці водопідготовки знайшли застосування такі галогени як *йод* і *бром*. Однак ці препарати не можуть вирішити проблему знезаражування великих об'ємів води через їхню дорожнечу (вартість йоду в 50-70 раз вище хлору). Крім того, відповідно до рекомендації ВООЗ йод не рекомендують для тривалого використання. Окислювальна й дезинфікуюча активність броду і йоду нижча, аніж хлору, тому необхідна їхня більш висока залишкова концентрація в знезараженій воді. Застосування даних дезинфіктантів для обробки великих об'ємів води обмежене ще й труднощами дозування цих реагентів, а також можливістю утворення йод – і бромпохідних, що володіють політропною токсичною дією й віддаленими (пролонгованими) ефектами.

Такі фізичні методи знезаражування, як обробка γ - випромінюванням, висовольтними розрядами, електричними розрядами малої потужності, змінним електричним струмом, термообробка, обробка *ультразвуком* (УЗ), мікрофільтрування використовуються дуже рідко через їхню високу енергоємність або складність апаратури, а також через відсутність післядії й недостатньої вивченості сполук, що утворюються в процесі обробки води. Багато методів перебувають у стадії чисто наукових розробок. До таких відносяться: використання

постійного або імпульсного струму, анодне розкладання, кавітація, радіаційне опромінення рентгеном, гамма-квантами або прискореними електронами [17, 25]. Такі способи, як обробка перекисом водню H_2O_2 , перманганатом калію, іонами важких металів, йодування, бромовання, в силу ряду причин є технологіями малих витрат і спеціальних схем обробки води [6, 25].

Є розробки [26] принципово нової окисної технології процесу очищення й знезаражування питної води – це електрокаталіз і каталітичне знезаражування, тобто фільтрування із застосуванням металокомплексних гетерогенних адсорбентів-каталізаторів на керамічному носії.

Серед нових технологій очищення й знезараження води перспективними є окисні технології, поєднані терміном Advanced Oxidation Processes (AOP), які охоплюють широкий діапазон фізичних і хімічних методів, здатних видаляти з води домішки до дуже низьких концентрацій. Серед таких методів: УФ, УФ в поєднанні з озоном O_3 ; УФ з перекисом водню H_2O_2 , УФ з O_3/H_2O_2 ; УФ з TiO_2 і та ін.

Особливо перспективне застосування ультрафіолет–озонової технології для очищення й знезаражування води. Це обумовлене унікальними властивостями збудженої озonoво–кисневої суміші як середовища для активного протікання хімічних реакцій. Синергійний ефект, що виникає при комбінуванні ультрафіолету з озоном, ліг в основу ряду патентів з очищення води [6, 16].

ТЕМА 7

ХЛОРУВАННЯ З АМОНІЗАЦІЄЮ

Більше 30% середніх і великих водопроводів США використовують цей метод. Найпоширеніша хлорамонізація у Флориді – 160 водопроводів.

Як приклад успішного застосування хлорамонізації можна привести досвід найбільшої в США водопровідної мережі Водного округу Метрополітен у Південній Каліфорнії. Ця мережа обслуговує більше 13 млн. людей, подає понад 6,1 млн. $m^3/добу$ питної води. Аміак вводять перед хлором у вигляді 25% аміачної води. Після впровадження хлорамонізації вміст ТГМ став відповідати

нормам установленим в США, а до цього спостерігали значне перевищення рівня ТГМ у питній воді (рис. 7.1).

Досліди, що були проведені авторами ще в 1989 р. на річках Дніпро й Десна, довели, що застосування хлорамонізації в літній період дозволяє знизити концентрацію ХОС в питній воді в 6 разів і більше [42].

Економія хлору (табл. 7.1, рис. 7.2) при амонізації пов'язана зі значним зменшенням хлорпоглинанням зв'язаного хлору в порівнянні з вільним, а також зі значною стабільністю зв'язаного хлору у воді [5, 12].

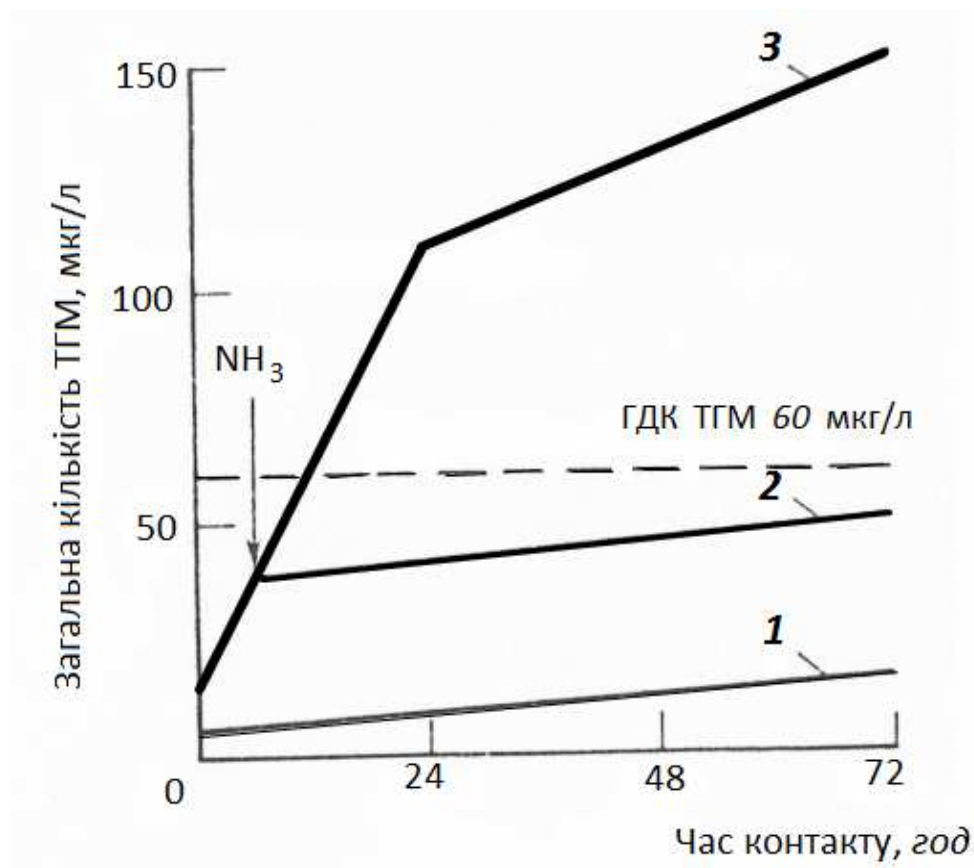


Рис. 7.1 – Утворення ТГМ в питній воді:

- 1** – передамонізація води;
- 2** – післяамонізація;
- 3** – хлорування вільним хлором.

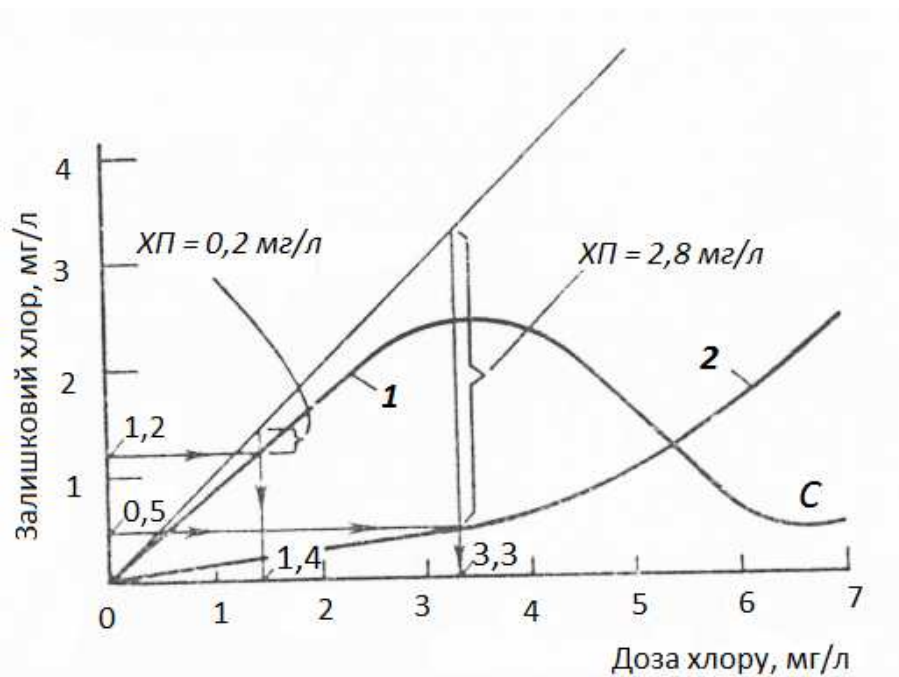


Рис. 7.2 – Вплив виду активного хлору на хлорпоглинальність води й можливість економії хлору при амонізації:

- 1** – зв'язаного хлору;
2 – вільного хлору.

Таблиця 7.1 – Економія хлору при хлоруванні з амонізацією в літню пору року

| Об'єкт | Оптимальна доза хлору при хлоруванні без амонізації, мг/дм ³ | Оптимальні дози реагентів при хлоруванні з амонізацією, мг/дм ³ | | Економія хлору, % |
|---|---|--|----------------------------|-------------------|
| | | хлору, мг/дм ³ | аміаку, мг/дм ³ | |
| Деснянські водоочисні споруди м. Києва (р. Десна) | 6,0 | 2,5 | 0,5 | 58,0 |
| Дніпровські водоочисні споруди м. Києва (р. Дніпро) | 5,0 | 2,0 | 0,5 | 60,0 |
| водоочисні споруди м. Черкаси (р. Дніпро) | 8,2 | 3,0 | 0,5 | 64,0 |
| Водоочисні споруди водоводу «Дніпро – Кіровоград» (р. Дніпро) | 12,0 | 4,0 | 0,6 | 66,6 |
| Водоочисні споруди м. Біла Церква (р. Рось) | 6,0 | 2,5 | 0,5 | 58,3 |
| Середні дані: | 7,44 | 2,8 | 0,52 | 61,38 |

Лабораторні й дослідно-промислові досліди довели, що хлорування води з мінімальними добавками аміачної води забезпечує стійке зниження концентрації хлороформу в питній воді до вимог ДержСанПіНу України (до 60 мкг/дм^3 і нижче); у літній період економія хлору складає не менше 50%. Погіршення санітарно-бактеріологічних показників якості питної води не спостерігалось.

З 1997 р. цю технологію постійно застосовують на водопроводах м. Києва при підвищенні температури води вище 5°C . За минулий період концентрація хлороформу безпосередньо в споживачів не перевищувала 60 мкг/дм^3 . Впровадження нової технології вже багато раз окупилась за рахунок значної економії рідкого хлору, що складає більше 1 000 т щорічно.

В 1999 р. технологія хлорування з амонізацією була впроваджена на головних спорудах водоводу " Дніпро – Кіровоград", в 2001 р. – на водоочисних спорудах м. Біла Церква [12].

Вказівки щодо впровадження ДержСанПіНу [4], випущені в 1993 р. Міністерством охорони здоров'я України, настійливо рекомендують впроваджувати хлорамонізацію води на протяжних водоводах (більше 5 км), тривалому перебуванні води в резервуарах і розподільній мережі (більше 3 год) та при високому хлорпоглинанні природних вод.

Хлораміни мають тривалий ефект післядії й перешкоджають вторинному росту мікроорганізмів в мережі, краще проникають у біоплівки й інактивують прикріплені мікроорганізми, і в такий спосіб перешкоджають погіршенню якості води в мережі та стану самих мереж [5].

Однак хлораміни мають невисоку бактерицидну дію (в 10-20 разів менше, ніж у вільного хлору й гіпохлориту натрію). Для інактивації коліформних бактерій, сальмонел і шигел необхідно залишкового хлораміну $1\text{--}2 \text{ мг/дм}^3$ тривалістю контакту $> 1 \text{ год}$. Мікобактерії, віруси й найпростіші – вкрай стійкі до хлорамінів. Наприклад, інактивація хлораміном вірусу гепатиту А відбувається тільки при досягненні " $C \cdot t$ " сотень і тисяч одиниць. Отже, при підготовці питної води не може бути використаний в якості дезинфектанту тільки цей реагент [16].

Досвід впровадження хлорування з амонізацією дозволяє зробити такі висновки [12]:

1. Хлорування з амонізацією слід широко застосовувати на водопроводах України. Розробка такої технології для всіх водопроводів Дніпровського каскаду, а також для багатьох інших поверхневих водопроводів України є перспективною й актуальною, тому що хлорування води з використанням високих доз хлору на головних спорудах обумовлює утворення великої кількості хлороформу й інших ХОС у питній воді.

2. Цей метод крім зниження в кілька раз концентрації хлороформу й інших ХОС у питній воді забезпечує значну економію хлору – 60% і більше в літню пору року.

3. Санітарно–бактеріологічний контроль якості питної води й стану водорозподільної мережі при застосуванні хлорамонізації повинен бути посилений, слід забезпечити необхідні умови (دوزи хлору та тривалість контакту) для виконання санітарно-бактеріологічних вимог до питної води.

4. Для дозування аміачної води необхідно застосовувати насоси–дозатори, для дозування хлор–газу – хлоратори, які забезпечують точність дозування до 5%.

5. Необхідно призупинити практику прояснення води із застосуванням хлору (попереднє видалення гумусу перед хлоруванням з використанням коагулянтів та флокулянтів знижує вміст ТГМ в питній воді приблизно в 2 рази) й не застосовувати під час первинного хлорування питних вод доз хлору більших 3 мг/дм^3 , тому що при таких дозах можливе утворення хлороформу в концентраціях, яка перевищує гранично допустиму.

Зниження вмісту ХОС у воді й економія хлору – це єдине завдання, розв'язок якого дозволить не тільки поліпшити якість питної води, а й звільнити резерви рідкого хлору.

ТЕМА 8

ВИКОРИСТАННЯ УФ У ПОЄДНАННІ З ЧАСТКОВИМ ХЛОРУВАННЯМ ПИТНОЇ ВОДИ

За кордоном ситуація складалася більш сприятливо в сфері знезараження питних вод. Кількість впроваджених проектів з використанням ультрафіолетового опромінення для знезаражування росте з кожним роком. В директивах зі знезаражування (США, 1996) наведені дані, що в Північній Америці в 1986 році тільки 50 очисних споруд використовували системи ультрафіолетового знезаражування (більшість із продуктивністю не більше $158 \text{ м}^3/\text{год}$), в 1990 році вже було понад 500 очисних споруд (з них значна частина із продуктивністю більше $1580 \text{ м}^3/\text{год}$), а до моменту видання директив – більше 1 000 споруд використовували даний метод знезаражування. Уже в 1998 році повідомляється, що у світі ультрафіолетові системи діють більше ніж на 2 000 очисних спорудах. Загальна витрата оброблюваних УФ вод становить більше 1 млн. $\text{м}^3/\text{год}$.

В 1998 р. повідомлялося, що у Франції, починаючи з 1994 р., УФ знезараження впроваджене на 30 станціях, у Великобританії – на 100 станціях. Застосування УФ опромінення для знезаражування не має обмежень за продуктивності споруд – самі великі УФ станції мають продуктивність більше 30 000 $\text{м}^3/\text{год}$ у м. Квебек (Канада) та м. Мін–Неаполіс (США).

Стосовно окисних знезаражуючих методів (хлорування, озонування) метод ультрафіолетового знезаражування має наступні переваги:

- УФ– опромінення летальне для більшості водних бактерій, вірусів, спор та протозоа. Воно знищує збудників таких інфекційних хвороб, як тиф, холера, дизентерія, вірусний гепатит, поліомієліт й ін. Застосування ультрафіолету дозволяє добитися більш ефективного знезаражування, ніж хлорування, особливо відносно вірусів;
- знезаражування ультрафіолетом відбувається за рахунок фотохімічних реакцій всередині мікроорганізмів, тому на його ефективність зміна характеристики води має набагато менший вплив, ніж при знезаражуванні хімічними реагентами. Зокрема, не впливають pH і температура води;

- в обробленій ультрафіолетовим випромінюванням воді не виявляють токсичних та мутагенних сполук, що мають вкрай негативний вплив;

- на відміну від окисних технологій у випадку передозування відсутні негативні ефекти [39]. Це дозволяє значно спростити контроль над процесом знезаражування й не проводити аналізи на визначення вмісту у воді залишкової концентрації дезинфектанту;

- період знезаражування при УФ–опроміненні становить 1–10с у проточному режимі, тому відсутня необхідність у створенні контактних ємностей;

- досягнення останніх років у світлотехніці та електротехніці дозволяють забезпечити високий ступінь надійності УФ комплексів. Сучасні УФ–лампи й пускорегулююча апаратура до них випускаються серійно, мають високий експлуатаційний ресурс;

- для знезаражування ультрафіолетовим випромінюванням характерні більш низькі, ніж при хлоруванні й, тим більше, озонуванні експлуатаційні витрати. Це пов'язано з порівняно невеликими витратами електроенергії (в 3-5 разів меншими, ніж при озонуванні); а також відсутністю необхідності в реагентах для дехлорування;

- відсутня необхідність створення складів токсичних хлорвмісних реагентів, що вимагають дотримання спеціальних заходів технічної і екологічної безпеки, а це (в свою чергу) підвищує надійність системи водопостачання в цілому;

- ультрафіолетове устаткування компактне, вимагає мінімальних площ; його впровадження можливе в діючі технологічні процеси очисних споруд без їхньої зупинки, з мінімальним обсягом будівельно-монтажних робіт;

Як уже згадувалося вище, іншим важливим показником УФ– випромінювання є поглинання поруч розчинених у воді речовин. При цьому інтенсивність випромінювання різко падає в міру проникнення променя влибину рідини. Ослаблення інтенсивності випромінювання описує законом Бугера–Ламберта–Бера:

$$I = I_0 \cdot e^{-\alpha H}, \quad (8.1)$$

де I_0 - інтенсивність ультрафіолетового випромінювання, що падає на по-

верхню води;

I - інтенсивність на глибині h ,

a - коефіцієнт поглинання водою УФ-випромінювання.

Коефіцієнт пропускання води визначає частку УФ-випромінювання з довжиною хвилі 254 нм, що пропускається шаром води товщиною в 1 см, і становить 50-80%. При незмінній інтенсивності ламп чим більший коефіцієнт пропускання, тим більша середня інтенсивність ультрафіолетового випромінювання, а отже, більша доза УФ-опромінення, тим самим досягають вищий ефект знезаражування.

При рекомендації УФ-устаткування необхідно враховувати всі фактори, які можуть призводити до зменшення дози ультрафіолетового опромінення в камері знезаражування, наприклад:

- 1) спад інтенсивності випромінювання через обростання чохла (приймається в основному 30%);
- 2) вироблення ресурсу роботи самої ультрафіолетової лампи.

Висновок: Таким чином, на даний час інтенсивно розробляються екологічно чисті й більш безпечні методи знезаражування води, що складають альтернативу хлоруванню. Кожний метод знезаражування має ряд позитивних і негативних характеристик, тому розвиваються комбіновані методи. Комбінація двох або більш дезинфіктантів дозволяє не тільки усувати властиві їм недоліки, але й за рахунок виникнення синергідних ефектів підсилювати їхню антимікробну дію. Жоден хімічний дезинфіктант або їх група не можуть бути універсальними для всіх випадків, тому що для кожного конкретного об'єкта необхідно враховувати всю сукупність факторів, які впливають (будуть впливати) на процес очищення води: її хімічний склад, певний ступінь її знезараження, а також на екологічні наслідки й можливий шкідливий вплив на здоров'я людини.

Кожна з технологій має переваги й недоліки за припустимістю застосування в технологічному процесі, характером впливу на воду і наслідками власно процесу, економічною ефективністю, можливостями і витратами на впрова-

дження технології в існуючі системи водоочищення. Вибір конкретної технології має ґрунтуватися на комплексному аналізі переваг і недоліків з гігієнічної, техніко–експлуатаційної й економічної точок зору.

ТЕМА 9

РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧІ ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД

Ресурсозберігаючі технології в процесах водопідготовки можна умовно розділити за наступними напрямками:

– ресурсозбереження в системі водопостачання за рахунок інтенсифікації роботи водопровідних споруд, підвищення їх надійності та економічності без нанесення шкоди довкіллю;

- зниження собівартості очищення води шляхом впровадження різних методів інтенсифікації процесів очищення води;

- впровадження прогресивних технологій, що дозволять підвищити показники якості очищеної води, зменшити витрати реагентів в цілому та на знезараження води зокрема, що дозволить знизити канцерогенність оброблюваної води.

Ресурсозбереження можливе при вирішенні питань посилення ефективності роботи всієї водопровідної мережі в цілому – від водозаборів до кінцевого споживача. На сучасному етапі розвитку технологій та науки є достатньо іноваційних технологій та розробок, питання лише в наявності матеріальної спроможності та часу для втілення. Далі приведено декілька прикладів оптимізації процесу водопідготовки.

Щодо зниження кількості витраченого коагулянту на ефективне очищення природних вод, то варто рекомендувати коагулянти нового покоління, основою яких залишається Al_2O_3 :

– ***оксихлорид алюмінію (поліалюмінійгидрохлорид) $Al_2(OH)_5Cl$*** вищої категорії якості з показником основності «5/6». Цей коагулянт є малонебезпечною речовиною 3-го класу небезпеки, лімітуючий показник шкідливості

– санітарно-токсикологічний, ГДК – $0,5 \text{ мг/дм}^3$ (за алюмінієм). Техніко-економічні переваги використання оксихлориду алюмінію такі:

- викликає високоефективну коагуляцію колоїдно-диспергованих часточок і органічних речовин з води, в результаті якої утворюється швидко осідаючий осад;
- зниження вмісту хлорорганічних сполук;
- забезпечення вмісту залишкового алюмінію менше $0,2 \text{ мг/дм}^3$;
- витрата реагенту в межах $0,3 - 3,0 \text{ мг Al/дм}^3$ води;
- стабільність процесу коагуляції, в т.ч. при низьких температурах води;
- при введенні у воду практично не знижує лужність і pH оброблюваної води, порівняно з традиційно використовуваними коагулянтами, що сприяє:

1) зменшенню швидкості корозії металів в системах водо- і теплопостачання, за рахунок виключення утворення агресивної вуглекислоти;

2) можливість відмови від використання лужних реагентів;

- порівняно з традиційними коагулянтами в 10 разів скорочує кількість введених у воду аніонів;

– **титановий коагулянт** з'явився більше 20 років тому як виклик на загрозу радіоактивного зараження річки Дніпро після Чорнобильської аварії [43]. Висока міра адсорбції органічних речовин, мікроорганізмів і бактерій дозволяє виключити процес попереднього хлорування. Відповідно, процес водоочистки стає більш екологічно безпечним і значно покращується якість очищеної води. При цьому використовуються безпечні хімічні речовини і в менших дозах, ніж при використанні сульфату алюмінію або поліоксихлориду алюмінію. Істотно менше вторинне забруднення іонами алюмінію або титану. Багато разів менше утворення хлорорганічних речовин при хлоруванні. Серед техніко-економічних переваг використання титанового коагулянту можна назвати:

- видалення органічних речовин проходить на 15-70% краще залежно від типу води, яку очищають;

- в 20 разів вище ступінь видалення патогенних бактерій у порівнянні з сульфатом алюмінію;
- краще видалення хлорорганічних речовин — побічних продуктів попереднього хлорування (рис. 9.1):
 - 1) при хлоруванні вихідної води утворюється велика кількість хлорорганічних сполук;
 - 2) подальша реагентна обробка сульфатом алюмінію лише частково видаляє ці сполуки;
 - 3) при використанні титанового коагулянту досягнуто повне видалення хлорорганічних сполук;
- краще видалення іонів важких металів;
- повне видалення фіто– і зоопланктону;
- працює в холодній воді.

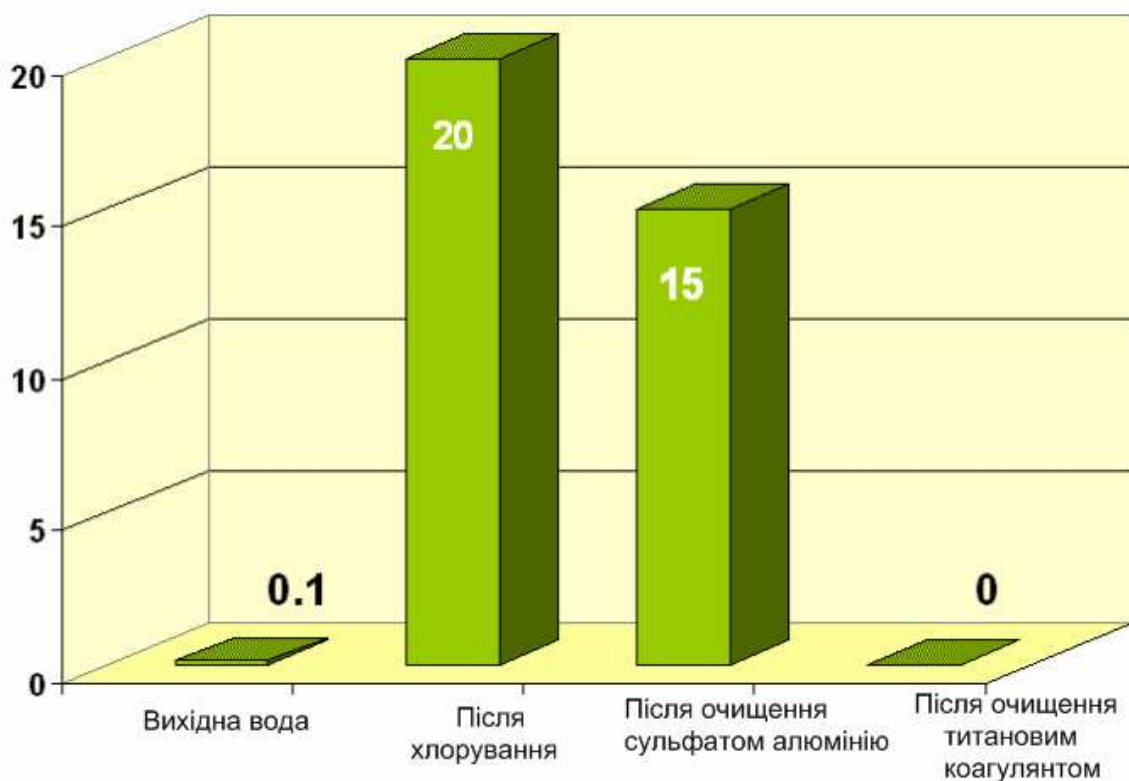


Рис. 9.1 – Порівняльна характеристика утворення хлорорганічних сполук при обробці води різними видами коагулянтів

Використання титанового коагулянту підвищує ефективність і продуктивність станцій водопідготовки і скорочує загальну вартість підготовки очищеної води.

Висока ефективність вищеназваних коагулянтів створює умови для впровадження нових технологій обробки води.

На думку проф. Душкіна С.С. (Харківська національна академія міського господарства) [45] ресурсозберігаючі технології в процесах водопідготовки можна розділити слідючим чином:

- зниження витрат реагентів в процесі коагуляції за рахунок активування;
- зниження витрат реагентів на регенерацію іонітів при іонообмінному очищенні води;
- зниження собівартості очищення води і капітальних вкладень на будівництво об'єктів водопідготовки за рахунок впровадження технологічних і фізичних методів інтенсифікації процесів очищення води;
- впровадження прогресивної біотехнології, що дозволяє підвищити бактеріальний показник очищеної води, зменшити витрати реагентів на знезараження води і канцерогенність очищеної води.

Впровадження цих технологій дало можливість:

- скоротити витрати коагулянту на 25–30%;
- поліпшити якість освітлення води по завислих речовинах і кольоровістю на 25–40%;
- підвищити продуктивність очисних споруд водопроводу на 19,5–22,0%,;
- *H–OH* іонообмінних установок – на 19,9%;
- *H–Na* – катіонітових фільтрів, завантажених сульфовугіллям, – на 13,9% без погіршення якості очищення води;
- понизити витрату реагентів на регенерацію іонітів при іонообмінному очищенні води на 13,3–17,5%;
- зменшити собівартість очищення води і понизити капітальні витрати на будівництво очисних споруд в системі водопостачання на 18–22%.

Альтернативними способами знезараження, що передбачають елементи ресурсозбереження, можуть бути малогабаритні або мобільні установки, які працюють за різним принципом роботи (УЗ–прилади, фотохімічні, фізичні, тощо). Наприклад, водопідготовчий пристрій і система WIP1.1 (Словакія) рекомендовані для використання на малих потужностях, на локальних мережах, в курортних містечках, жилих будинках, басейнах і т.п.

Використання таких систем дає змогу:

- повністю знезаразити воду;
- видаляти та проводити деструкцію токсичних елементів та сполук;
- видаляти збиткові концентрації солей і таких шкідливих сполук як роданіди і ціаніди;
- зберігати біологічно корисні мікроелементи, які необхідні для організму людини.

З метою ресурсозбереження для зменшення загальної вартості системи водопостачання та питомої вартості очищеної води на думку авторів [47] доцільно децентралізувати схему групових сільськогосподарських водопроводів шляхом розділення очищеної води на технічну й питну. В такій схемі підготовку технічної води ведуть на головних спорудах з витратою, що дорівнює загальній продуктивності водопроводу, а її доочищення до якості питної здійснюють на локальних установках у місцях споживання останньої. Хоча при децентралізованій схемі групових водопроводів зменшується будівельна вартість головних споруд, оскільки на них ведуть підготовку лише технічної води, проте зростає вартість локальних водоочисних установок при збільшенні їх кількості.

Висновок: Ресурсозбереження в системі водопостачання можливе при вирішенні питань інтенсифікації роботи всіх підсистем, що входять до складу системи водопостачання, підвищення їхньої технічної надійності та економічності без нанесення шкоди оточуючому середовищу. Для вирішення цієї проблеми існує низка заходів та способів, що мають наукове обґрунтування доцільності їх застосування, потрібен (на думку автора) лише час та певна матеріальна база для їх впровадження.

ЗМІСТОВИЙ МОДУЛЬ (ЗМ) 1.2

СПЕЦІАЛЬНІ МЕТОДИ ОБРОБКИ ВОДИ

ТЕМА 1. ГІПОТЕЗИ: МІФИ ТА РЕАЛЬНІСТЬ

Метою даного розділу є завдання розглянути деякі гіпотези, що стосуються питань очищення природних вод; та на основі їх аналізу навчитися виділяти основні думки провідних науковців. Цікаво дізнаватися, що деякі з гіпотез, що були раніше запропоновані видатними вченими справдилися і стали законами або теоріями. Виходячи з цього, доцільно буде ознайомитися з ще непідтвердженими гіпотезами. Напевно частина з них в майбутньому буде підтверджена дослідженнями і слідуючі покоління будуть їх використовувати як догми.

1.1 НАНОТЕХНОЛОГІЇ В ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ: РЕАГЕНТНЕ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ, ЩО ПОЛІПШУЮТЬ МЕТОДИ ТА РОБОТУ СПОРУД ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Нанотехнологіями – в широкому значенні слова прийнято називати міждисциплінарну область фундаментальної і прикладної науки, в якій вивчаються закономірності фізичних і хімічних систем протяжністю порядку декількох нанометрів або часток нанометра (*нанометр* — це одна мільярдна частка метра або, що те ж саме, одна мільйонна частка міліметра (діаметр людської волосини становить близько 80 тис. нанометрів !).

Вужче значення цього терміну прив'язує нанотехнології до розробки матеріалів, приладів і інших механічних і немеханічних пристроїв, в яких застосовуються подібні закономірності. Нанотехнології мають справу з процесами, які протікають в просторових областях нанометрових розмірів.

Тобто нанотехнології можна означити як технології, основані на маніпуляції окремими атомами і молекулами для побудови структур із наперед заданими властивостями. Нанотехнології, окрім іншого, здатні також стабілізувати екологічну обстановку. Нові види промисловості не вироблятимуть відходів, що отруюють планету, а нанороботи зможуть знищувати наслідки старих забруднень. Крім того, нанотехнології нині використовуються для фільтрації води.

А тепер дещо про властивості, що характерні для наносистем детальніше. Властивості наносистем багато в чому відрізняються від властивостей крупніших об'єктів, що складаються з тих же самих атомів і молекул.

апрямки розвитку нанотехнологій

Нанотехнології розвиваються за такими основними напрямками:

- створення матеріалів з ексклюзивними, наперед заданими властивостями шляхом оперування окремими молекулами;
- конструювання наноустановок, які використовують замість звичайних схем набори логічних елементів з окремих молекул.

У технології водоочищення й водопідготовки широко застосовують реагентні методи. Це пояснюється тим, що більшість природних вод крім грубодисперсних домішок, що видаляються у спорудах механічного очищення, містять тонкодисперсні сполуки, які ефективно видаляються тільки після їхнього укрупнення за допомогою коагулянтів і флокулянтів. Дані реагенти забезпечують також видалення органічних і неорганічних забруднень води, осадження колоїдних і біохімічно важкоокислюваних часточок.

Одним з розповсюджених коагулянтів є сульфат алюмінію $Al_2(SO_4)_3$. Звичайний $Al_2(SO_4)_3$ отримують з алюмосилікатної сировини (каоліну, сиєніту, нефеліну) шляхом кислотного розкладання [67]. При цьому в якості цільового компонента для потреб водоочищення використовується лише алюміній-утримуюча частина сировини.

Великий практичний інтерес представляє застосування реагенту нового покоління — *алюмокремнієвого флокулянту - коагулянту АКФК*, у якому використовується як алюмінієва, так і силікатна складова сировини. Одержання АКФК засноване на принципах колоїдної хімії наночасточок. Технологія виготовлення й застосування АКФК захищена патентами [68].

Реагент АКФК є бінарною композицією, до складу якої входять тільки неорганічні компоненти: коагулянт — сульфат алюмінію й аніонний флокулянт — активна кремнієва кислота.

Перспективність АКФК порівняно з іншими композитами визначається його універсальністю й високою ефективністю при вирішенні різних технологічних завдань [69, 70]:

- прояснення й очищення вод від завислих часточок,
- від розчинених і малорозчинних органічних речовин,
- від іонів металів і т.д.

Вигідною відмінністю від інших відомих реагентів є те, що при його одержанні більш повно використовується алюмосилікатна сировина, виробництво цього реагенту менше енергозатратне (за рахунок виключення стадії випалу алюмокремнієвої сировини).

Дія АКФК заснована на тому, що в результаті взаємодії первинних компонентів АКФК – коагулянту сульфату алюмінію й флокулянту активної кремнієвої кислоти утворюються комплексні сполуки, що володіють вищою флокуляційною спроможністю – цеолітоподібні структури з розвинутою сорбційною поверхнею. Також має місце синергетичний ефект - зростання ефективності впливу в результаті інтеграції окремих процесів у єдину систему.

Механізм очищення води протікає за рахунок об'ємної сорбції забруднювачів на самоорганізованих алюмокремнієвих комплексах.

З метою інтенсифікації процесу формування наноструктур застосовується одночасно фізична й хімічна активація. Сутність активації пов'язана з інтенсифікацією гідролізу сполук алюмінію й кремнію, що знаходяться в реагенті та з диспергуванням утворених алюмосилікатних комплексів до наночасточок. Подальша фізична активація дозволяє прискорити колоїдно-хімічні процеси очищення вод:

- коагуляцію,
- флокуляцію,
- адгезію,
- утворення твердої фази осаду.

При гідродинамічній кавітації відбувається розрідження кластерів і прискорення процесу формування наноструктур.

Слід зазначити, що в процесі нарощування сорбційних наноструктур знижується їхнє зв'язування один з одним. Тому на певному етапі процесу застосовується хімічна активація: введення у воду водорозчинних поліелектролітів (високомолекулярних полімерів).

Застосування реагенту АКФК у комбінації з активованою добавкою й фізичними способами активації дозволяє створити в об'ємі води, що очищається, упорядковані нанорозмірні структури (подібні цеолітам), які забезпечують високий ступінь очищення.

Завдяки здатності до утворення цеолітоподібних структур реагент АКФК відрізняється від інших традиційних коагулянтів вищою ефективністю при очищенні води від завислих часточок і нафтопродуктів. Установлено, що при додатковій фізичній активації відбувається більше структуроване формування наночасточок.

Відомо, що при низьких температурах води ефективність коагулянтів суттєво падає. Зі зниженням температури відбувається затримка хімічних процесів. Враховуючи кліматичні умови багатьох регіонів України проблема інтенсифікації процесів очищення залишається актуальною в зимовий час і ранньої весни, коли температура води може опускатися до 2 °C і нижче.

Експерименти показують, що застосування АКФК дозволяє розширити температурний діапазон використання реагентних методів [69].

Багато коагулянтів, що застосовуються в процесі обробки води на очисних станціях, які мають у своєму складі алюміній (сульфат алюмінію, оксихлорид алюмінію) є основним джерелом алюмінію у водопровідній воді. Слід зазначити, що постійне вживання води з підвищеним вмістом алюмінію може обумовлювати появу анемії, діяти нейротоксично і викликати раннє настання хвороби Альцгеймера. Крім того, алюміній може стати причиною появи підвищеної збудливості й порушення психомоторних реакцій у дітей, головного болю, захворювань нирок і печінки, колітів і неврологічних змін, пов'язаних із хворобою Паркінсона.

На відміну від інших алюмовмісних коагулянтів, залишковий вміст алюмінію у воді після обробки реагентом АКФК становить менш 0,01 мг/дм³. (ГДК алюмінію у воді водних об'єктів господарсько-питного й культурно-побутового користування - 0,5 мг/дм³, ГДК алюмінію у воді рибогосподарських водоймищ - 0,04 мг/дм³). Такий низький залишковий вміст алюмінію в очищеній воді обумовлений тим, що при очищенні за допомогою АКФК алюміній знаходиться у зв'язаному стані в алюмокремнієвих комплексах.

Нанofільтрація - застосовується для здобуття особливо чистої води, очищеної від бактерій, вірусів, мікроорганізмів, колоїдних часток органічних сполук (у тому числі пестицидів), молекул солей важких металів, нітратів, нітриту і інших шкідливих домішок. великою перевагою нанofільтрації перед зворотним осмосом при виробництві питної води - є збереження життєво необхідних для здоров'я людини солей і мікроелементів.

Застосування процесу нанofільтрації надзвичайно перспективно у питному водопостачанні і в промисловій водопідготовки (харчова промисловість, енергетика, медицина, опріснення води).

У залежності від вимог до якості підготовленої води в системах нанofільтрації використовуються мембрани з різними показниками селективності (солезатримувальною здатністю). Для потреб підживлення тепломережі та гарячого водопостачання карбонатний індекс *KI* очищеної води в мембранних установках повинен задовільняти таким умовам:

$$KI = [Ca^{2+}] \cdot [HCO_3^-] \leq 2 - 5, \quad (1.1)$$

де $[Ca^{2+}]$ і $[HCO_3^-]$ - концентрація кальцію та лужність, мг-екв /дм³.

Для забезпечення таких вимог ідеально підходять нанofільтраційні мембрани в поєднанні з мембранними елементами з відкритим каналом, який викликає утворення застійних зон і осаду карбонату кальцію, різко знижує час роботи апарату.

При необхідності отримання живильної води для парових котлів та контурів систем кондиціонування повітря потрібна вода зі значеннями жорсткості на рівні 0,01 – 0,02 мг-екв /дм³. Традиційно для отримання глибоко пом'якшеної

води використовуються двоступінчасті системи *Na*-катіонування або замість першого ступеня *Na*-катіонування - установки зворотного осмосу. І в тому, і в іншому випадку схеми глибокого пом'якшення вимагають високих експлуатаційних витрат (на таблетовану сіль, інгібітор, миючі розчини, часте сервісне обслуговування) та витрат на утилізацію регенераційних розчинів. Економічний ефект від застосування технології нанофільтрації визначається скороченням витрат на обслуговування установок.

На основі вищенаведених розробок створені схеми двоступінчастого пом'якшення води з застосуванням мембранних нанофільтраційних апаратів на першій ступені і апаратів зворотного осмосу на другій ступені (рис.1. 1). При експлуатації таких схем часто не потрібні реагенти. Період безупинної роботи становить понад 2500 год.

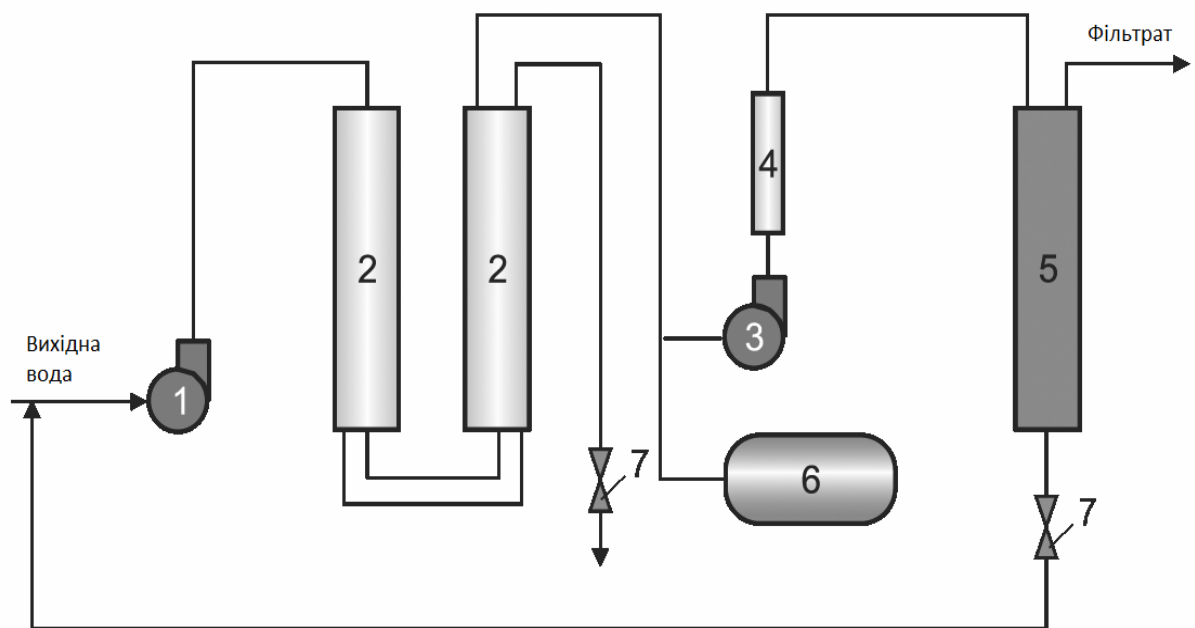


Рис.1. 1 – Технологічна схема одержання глибоко пом'якшеної води:

1 - насос першого ступеня; 2 - нанофільтраційний апарат першого ступеня; 3 - насос другого ступеня; 4 - інгібіторний патрон; 5 - зворотньоосмотичний апарат; 6 - проміжний бак - акумулятор; 7 - вентиль регулювання тиску

Приведемо ще один приклад успішного використання нанотехнологій. У Швейцарії 43% питної води забирається з природних джерел, 40% – з підземних вод, і 17% – з озер. Очищення в основному потрібне для води з озер і із річок. За сприяння учених з Швейцарської організації Zurich Waterworks (WVZ) інституту Eawag (Швейцарія) були розроблені методи і комбінації підходів по

використанню води в умовах майбутніх змін її природного складу. Головною задачею було оновлення водопостачання і збільшення тривалості роботи устаткування до 30–50 років [71].

Першим об'єктом стало озеро Leng lake, де фільтри, що були завантажені дрібним кварцевим піском, замінили на ультрафільтраційні мембрани з порами в 10 нм. Такі мембранні фільтри окрім властивостей, що притаманні піску, забезпечують абсолютний бар'єр для мікроорганізмів. Комбінування методів ультрафільтрації, фільтрації через активоване вугілля і озонування, кожен з яких використовується як самостійний метод, гарантує здобуття мікробіологічно безпечної води без вживання хлорування – процесу, непопулярного у споживачів.

1.2. СТРУКТУРУВАННЯ ТА ПАМ'ЯТЬ ВОДИ

Структура води. Вода являє собою рідкий кристал. Диполі молекули води орієнтуються в просторі певним чином, з'єднуючись в структурні конгломерати, що дозволяє рідині створювати єдине біоенергоінформаційне середовище. Якщо вода знаходиться в стані твердого кристалу, тобто льоду, її молекулярна решітка жорстко орієнтована. Тільки-но лід починає танути, жорсткі структурні молекулярні зв'язки розриваються; і частина звільнившись молекул утворює рідке середовище. В організмі людини вся рідина структурована особливим чином.

У природі існує 48 різновидів води, причому один вид води може бути абсолютно не схожим на інший. Кожен вид має притаманну тільки йому енергію, від якої залежать прийняті рідким кристалом води форма і властивості. Так наприклад, один вид води утворює повітряну кулю, інший - краплю, третій - бурульку, четвертий – сніжинку і т.д. У рідкому ж вигляді, навіть при кипінні, «мікроайсберги» кристалів зберігаються. При замерзанні води під впливом цих кристалів всі інші молекули кристалізуються і перетворюються на структурований лід.

Виявляється, що у самих кристалах води, існує безперервний рух. У тоненьких незамерзших трубочках встановлюється така ж циркуляція, як у живому організмі тварин, людей або в стеблі рослин, тобто діють ті ж закони, що і при циркуляції крові або рослинних соків, але ця властивість зникає, як тільки порушується структура води. І навпаки, чим довше життя кожного кристалу, тим він корисніший для організму і тим більше у нього спорідненості з життєвими соками людини.

Структура протоплазми клітини та льоду організовані подібно. Структура льоду ідеально підходить до структури біомолекул. Живі молекули можуть бути вписані в льодяну решітку при заморожуванні навіть до абсолютного нуля (-273°C) без порушення їх життєвих функцій після розморожування.

Генрі Коанда вивчав кристали води різних сніжинок, його вразило те, що кожна сніжинка має особливий малюнок і володіє власною невідомою силою в мікропросторі, викликаючи при цьому неоднакові збурення в середовищі [73]. Зіткнувшись з явищем «рідини-підсилювача» (що пов'язано з процесом перетворення води в сніг), вчений виявив в центрах кристалізації сніжинок безперервний рух. В тоненьких незамерзлих трубочках встановлювалася така ж циркуляція, як і в організмі тварин або стеблах рослин.

Інформаційна пам'ять води. За рахунок структури кристалу відбувається запис інформації, що виходить від біополя –це одна з дуже важливих властивостей води, що має велике значення для всього живого.

Інформаційна пам'ять води має унікальну властивість – вона пам'ятає все! Кожен організм має свою власну частоту випромінювання, кожен вірус, бактерія теж мають свою частоту. Всі види цих випромінювань «записуються» на молекулах води. Саме ж це випромінювання має таку властивість, що при накладанні двох випромінювань – хвороби і води – від одного і того ж джерела, вони взаємно поглинаються (знищуються).

Отруєна вода «пам'ятає» про всі отруйні процеси, при попаданні в організм така вода, рано чи пізно, викличе різні види хвороботворних реакцій. Стерти попередню інформацію дуже важко. Але, як нещодавно з'ясувалося, процес

замерзання стирає попередню інформацію з води: коли вода повністю замерзне, а потім відтане, вона стає чистою в інформаційному сенсі.

Вся двохсотлітня практика гомеопатії говорить про те, що чиста за своїм хімічним складом вода може мати величезну біологічну активність. Навіть при багаторазових розведеннях пам'ять про хімічну структуру розчиненої речовини зберігається. Передача біологічної інформації здійснюється за рахунок того, що вона «закарбовується» у структурі води.

Лише частина клітинної води є рухливою, інша – «структурована». Цитоплазма схожа на желе, яке починає ніби-то тремтіти у відповідь на зовнішні впливи.

Вода завдяки своїй структурі здатна запам'ятовувати будь-яку інформацію природи. Феномен структурної пам'яті води, яку вперше експериментально довели японські вчені, дозволяє воді вбирати в себе, зберігати і обмінюватися з навколишнім середовищем даними, які несе світло, звук, будь-яке фізичне поле, думку і звичайне слово людини. Все це може зберігати в собі структурна пам'ять води [74, 75], про що піде розмова далі.

Для водопровідної, підземної або фільтрованої водопровідної води характерним є наявність інформаційної пам'яті. В свою чергу це означає, що будь-яке фільтраційне очищення води нездатне «стерти», тобто ліквідувати пам'ять, якої набула вода в річках, озерах, трубах або під землею. Навіть очищена вода все одно «пам'ятає» про перебування в ній отруйних домішок. Таким чином, крім очищення, необхідно змінити (оновити) молекулярну структуру і пам'ять води, надати їй нові біологічні властивості, які будуть благотворно впливати на здоров'я людей, а також на ріст і розвиток рослин та продуктивність тварин. Тільки зміна структури води, її фазового стану, тобто випаровування – конденсація або замерзання – розмерзання здатні «оживляти» воду, знищувати придбану водою екологічну пам'ять, відроджувати воду заново. Про властивості талої води, «народженої» з льоду, чули всі.

Дослідження показують, що питна вода, маючи велику кількість домішок, істотно відрізняється за структурою від води, що міститься в організмі людини.

Вживаючи звичайну, нехай навіть чисту воду, людина систематично руйнує свої внутрішні структури, на відновлення яких, внаслідок процесів саморегуляції, організм витрачає дуже багато біоенергії, постійно переробляючи таку воду, щоб надати їй однорідної структури, яка б відповідала рідкому середовищу організму.

Щоб полегшити роботу організму по зміні структури води й зберегти певний запас біоенергії для того, щоб витратити її в будь-яких інших цілях, необхідних для життєдіяльності людини, потрібно вживати очищену питну воду, структура якої близька до структури льоду – енергетично мікрозгрупована з шестигранною формою структури, яка забезпечує обмін інформацією між клітинами. Таку воду називають «жива вода» (living water), вона є найбільш близькою до води, що міститься в клітинах людського організму.

Незважаючи на однакову молекулярну формулу H_2O , структура і фізико-хімічні властивості води, що міститься в живих системах, істотно відрізняються від аналогічних показників води, яку ми використовуємо щодня. Яскравим прикладом цього служить той факт, що вода всередині клітин тварин і рослин не замерзає при температурах до $-50\text{ }^{\circ}\text{C}$ і нижче.

Найважливішою властивістю води є її надзвичайно висока чутливість до різних фізико-хімічних та енергоінформаційних впливів за рахунок наявності низькоенергетичних водневих зв'язків, здатних перебудовуватися під дією різноманітних зовнішніх впливів, які потребують великих витрат енергії.

Таким чином, можна стверджувати, що вода впливає безпосередньо на живі системи, зокрема, на людський організм. Протягом багатьох століть ці ефекти використовували і продовжують в даний час застосовувати в різних окультних, парапсихологічних і магічних методах, таких як лікування різних захворювань «зарядженою» водою, позбавлення від алкогольної залежності і т.д. В зв'язку з цим великий інтерес становить з'ясування реальності подібного роду явищ, їх механізму та зв'язку зі структурою і властивостями води, а також впливу на воду і водні системи електромагнітних полів та інших зовнішніх фа-

кторів, не пов'язаних безпосередньо зі зміною хімічного складу води і водних розчинів.

Крім того, як і раніше актуальна проблема хімічної чистоти води як показника її якості, тобто визначення вмісту в ній різних шкідливих і корисних для людського організму домішок, пошук більш досконалих способів очищення від забруднень, а також встановлення взаємозв'язку між хімічним і енергоінформаційним забрудненнями.

Питна вода з-під крана сильно забруднена пестицидами, гербіцидами, нітратами, нітритами, важкими металами, поліциклічними ароматичними вуглеводнями, причому на присутність цих речовин встановлені гранично допустимі значення (ГДК).

І хоча ці хімічні речовини мали б відфільтруватися в процесі водопідготовки, у воді залишаються їх сліди (інформація), які негативно впливають на організм, з чого кожному стає ясным, що всі водні фільтри самі по собі.

Молекули води, відповідно до рис.1.2, мають дуже просту хімічну / фізичну структуру. Сторони кута атомів водню знаходяться по відношенню один до одного під кутом $104,7^\circ$ [75].

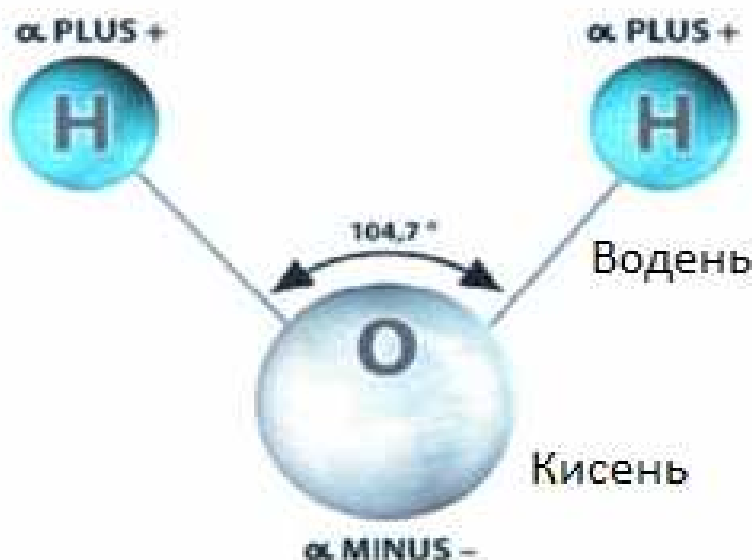


Рис. 1.2 – Хімічна та фізична структура води

Вода має здатність зберігати «генетичну пам'ять» внаслідок того, що в структурно-динамічних параметрах водного середовища, що володіють специфічною біологічною активністю, залишається інформація про попередні впливи, включаючи вплив самих водоочисних процесів [74].

Особливості фізичних властивостей води і численні короткоживучі водневі зв'язки між сусідніми атомами водню і кисню в молекулі води створюють сприятливі можливості для утворення особливих структур–асоціатів (кластерів), що сприймають, зберігають і передають різноманітну інформацію (рис.1.3) [76].

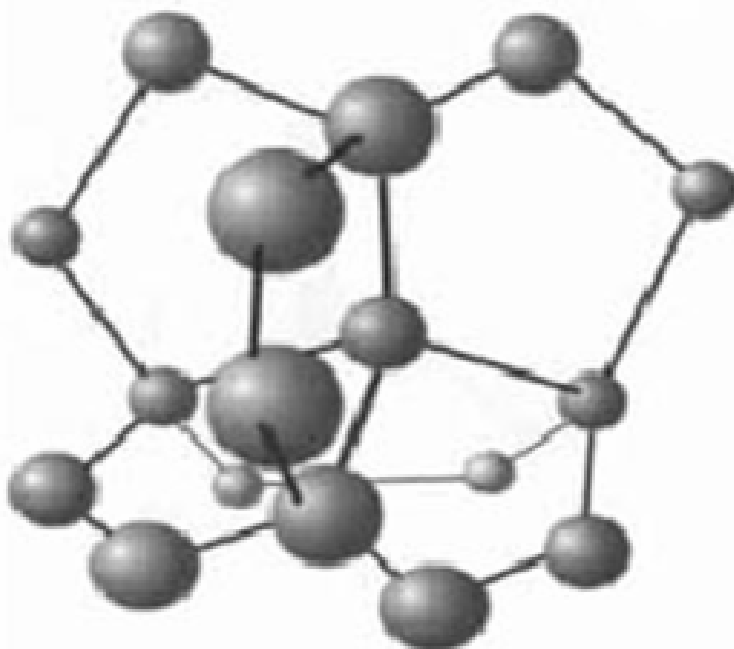


Рис. 1.3 – Утворення кластерів із молекул води

Вода, що складається з безлічі кластерів різних типів, утворює ієрархічну просторову рідкокристалічну структуру, яка може сприймати і зберігати великі обсяги інформації.

Носіями інформації можуть бути фізичні поля самої різної природи: встановлена можливість дистанційного інформаційної взаємодії рідкокристалічної структури води з об'єктами різної природи за допомогою електромагнітних, акустичних та інших полів. Об'єктом впливу може бути і сама людина.

Структурною одиницею води є кластер, що складається з клатратів, природа яких обумовлена віддаленими кулонівськими силами. У структурі кластерів задована інформація про взаємодії, що мали місце з даними молекулами води раніше. У водних кластерах за рахунок взаємодії між ковалентними і водневими зв'язками між атомами кисню й атомами водню може відбуватися міграція протона (H^+) за принципом естафетного механізму, що призводить до делокалізації протона в межах кластеру [77].

Вода також є джерелом надслабкого і слабкого змінного електромагнітного випромінювання. Найменше хаотичне електромагнітне випромінювання створює структурована вода, при цьому відбувається індукція відповідного електромагнітного поля, що змінює структурно-інформаційні характеристики біологічних об'єктів.

Будь-яка система, рівень порядку якої вище мінімально прийнятних 60%, починає саморегуляторну підтримку упорядкованих взаємодій. Чим вище у воді вміст кластерів та більше упорядкована її структура, тим більше вона здатна сама себе відтворювати, що й спостерігається в живих системах (рис 1.4). Це свідчить про те, що вода організму людини може виконувати системоутворюючу роль, з одного боку, та регуляторну роль – з іншого [75].

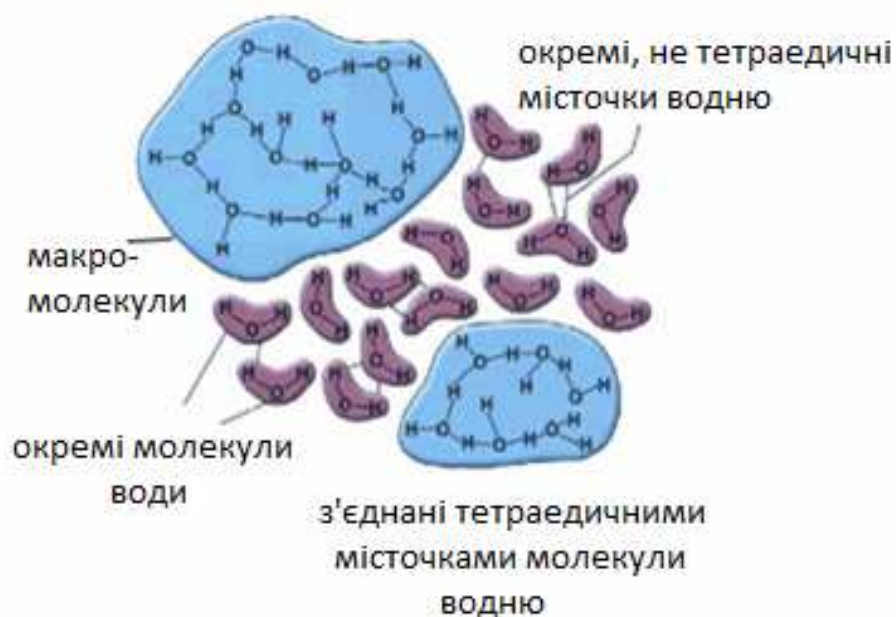


Рис. 1.4 – Ієрархічна просторова рідко кристалічна структура води

У цьому відношенні цікавою є концепція двокомпонентної системи відновлення пошкоджених тканин, де алгоритм відновлення реалізується на рівні структурованої води.

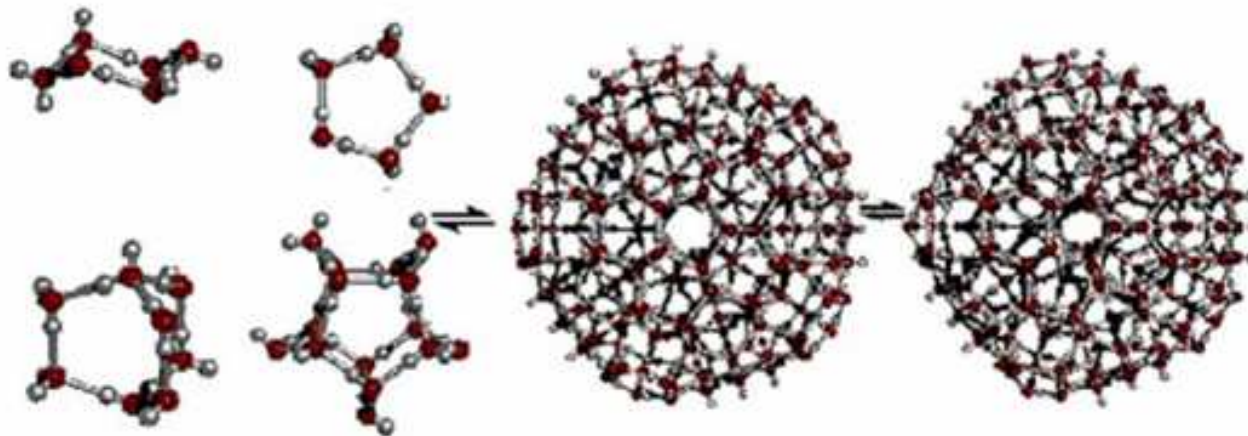


Рис. 1.5 – Можливі структури кластерів води

На рис.1.5 [78] Воєйков В.Л. наводить приклад схеми кількох найпростіших кластерних структур.

Наука починається з вимірювання, з отримання кількісних порівнянних даних. У цьому сенсі роботи, присвячені дослідженню пам'яті води, знаходяться на самому ранньому етапі. Числові значення, що дозволяють зробити кількісні висновки, практично неможливі, оскільки невідомий принцип кодування інформації у вигляді геометричних образів. Але, не дивлячись на це, отримані результати мають важливе значення, оскільки відкривають новий шлях до вивчення одного з найважливіших властивостей природи – життя.

З робіт інших авторів прояснюються і деякі «ниточки», потягнувши за які можна прийти до розуміння процесу сприйняття і запам'ятовування водою насколишньої інформації. Це можуть бути, наприклад, групи молекул, віддалені один від одного на відстані не більше 33 нм, які утворюють так звані "біфуркатні зв'язки", що знаходяться в нестійкому стані. Ці групи визначають шляхи розвитку структур кристалічної будови води під впливом зовнішніх впливів.

На рис. 1.6 (Г.Г. Маленков) [79] показано просторове розташування молекул, що беруть участь в біфуркатних зв'язках рідкої води.

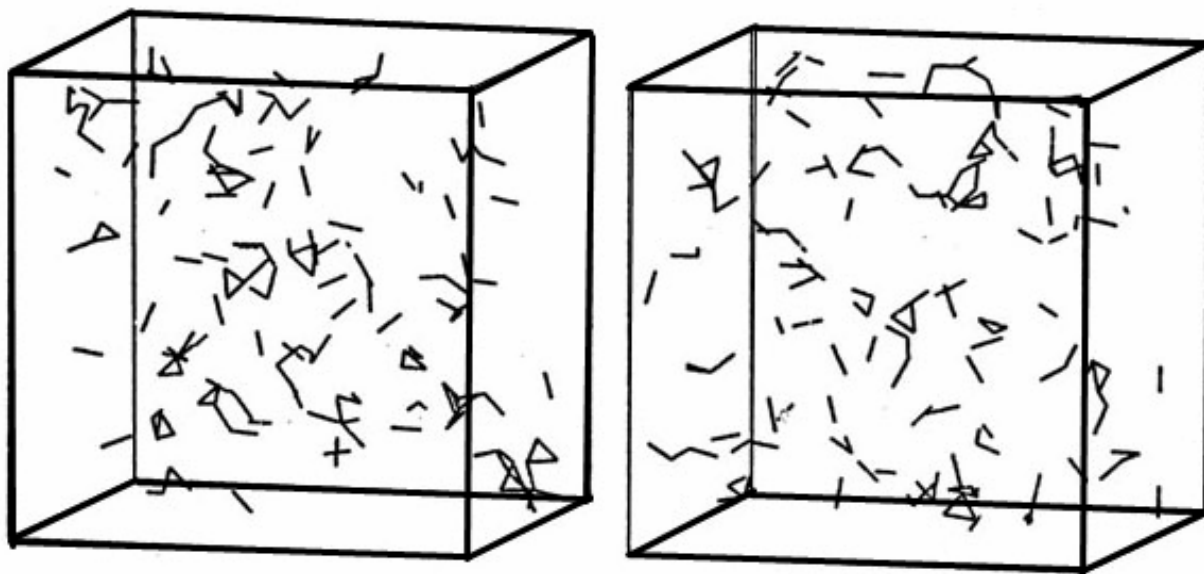


Рис. 1.6 – Молекули беруть участь у біфуркатних зв'язках в рідкій воді (по Г.Г. Маленкову).

Ці рисунки дуже нагадують голографічні структури, а якщо це так, то ось вони – прийомні антени, перетворюють інформацію, що надходить до структури рідких і твердих кристалів води. Звичайно, це лише одна з можливих гіпотез.

Роль води в природі величезна, а властивості її незвичайні і дуже цікаві. Не дивно, що цій чудовій речовині присвячено не один десяток тисяч наукових публікацій. Однак властивості води, як і самого життя невичерпні, і нас чекає ще чимало сюрпризів.

В даний час у наукових колах природодослідників, фізиків, біологів і лікарів утвердилося розуміння того, що електромагнітні випромінювання займають у процесах живого першорядне місце. Електромагнітні коливання в найбільшій мірою пристосовані бути носіями інформації.

Труднощі усвідомлення цього в більш ранні періоди розвитку наукової думки пояснюється тією обставиною, що електромагнітні коливання не можуть відчуватися людиною безпосередньо.

Існує поширена думка, що достатньо лише очистити воду від шкідливих для людини домішок як хімічних, так і біологічних, і тоді таку воду можна вважати чистою. Така думка є неповною. Численні експерименти [89–93] не тільки довели інформаційні властивості води, але і дали деякі обґрунтування змісту у воді вкрай важливою для організму інформації.

Як вказувалося вище, отруєна вода «пам'ятає» про всі отруйні процеси, про важкі метали, з ядрами яких вона мала контакт. При попаданні в організм, така вода рано чи пізно викличе різноманітні хворобливі реакції. Стерти попередню інформацію дуже важко.

Багато інформації забирається заморожуванням і відтаванням води. Дуже легко відрізнити талу воду із замороженої води в холодильнику. Постоявши деякий час, тала вода знову набуває попереднього вигляду. Коли вода повністю замерзне, а потім відтане, вона стає чистою в інформаційному сенсі. Охолодження води до повного замерзання і навіть до абсолютного нуля не призводить до денатурації і не порушує конфігурацію системи біомолекул, так що життєва функція після відтавання зберігається. Вода в твердому стані, має іншу впорядкованість молекул, порівняно з рідким. Після замерзання і відтавання вона набуває дещо інших біологічних властивостей. Це послужило причиною застосування талої води в лікувальних процедурах.

Після відтавання вода має більше упорядковану структуру, що дозволяє їй взаємодіяти з біологічними компонентами й розчиненими речовинами з іншою швидкістю, і тим самим чинити оздоровчий вплив. Екологи вважають найбезпечнішою для людини талу воду стародавніх льодовиків.

Дослідження вчених підтвердили той факт, що якщо талу воду нагріти до температури 30 °C, структура талої води руйнується і вона стає цілющою. Так, експериментальні дослідження [94] показали, що вживання води, в якій «зруйнували» негативну структурну пам'ять, затримувало розвиток раку у мишей.

Таким чином, виникли теорії про принципову різницю між колоїдальною «структурованою (кластерною)» водою, яку назвали «живою», і звичайною водою.

Автор флуктаційного методу очищення води Черніков Ф.Р.[80] вважає, що вода зберігає "генетичну пам'ять" внаслідок того, що в структурно-динамічних параметрах водного середовища (що володіють специфічною біологічною активністю) залишається інформація про попередні впливи, включаючи вплив самих водоочисних процесів. Очищеною водою може вважатися вода з високим рівнем структурно-динамічних параметрів (за типом «талої води»).

Зеніним С.В. на підставі даних, отриманих трьома фізико-хімічними методами: рефрактометрії [81, 82], високоефективної рідинної хроматографії [83] та протонного магнітного резонансу [84] побудована і доведена геометрична модель основного стабільного структурного утворення з молекул води (структурована вода), а потім отримано зображення цих структур за допомогою контрастно-фазового мікроскопа. Структурною одиницею такої води є кластер, що складається з клатратів, природа яких обумовлена дальніми кулоновськими силами. У структурі кластерів закодована інформація про взаємодії, що мали місце з даними молекулами води. У водних кластерах за рахунок взаємодії між ковалентними і водневими зв'язками між атомами кисню й атомами водню може відбуватися міграція протона (H^+) за схемою естафетного механізму, що призводить до делокалізації протона в межах кластера.

Вода є джерелом надслабкого і слабкого змінного електромагнітного випромінювання. До речі, найменше хаотичне електромагнітне випромінювання створює структурована вода. У такому випадку може відбутися індукція відповідного електромагнітного поля, що змінює структурно-інформаційні характеристики біологічних об'єктів.

Будь-яка система, рівень порядку якої вище мінімально прийнятних 60%, починає саморегуляторну підтримку упорядкованих взаємодій. Чим вище у воді вміст кластерів, чим більше упорядкована її структура, тим більше вона здатна сама себе відтворювати, що й спостерігається в живих системах. Це свідчить про те, що вода організму людини може виконувати системоутворюючу роль, з одного боку, та регуляторну роль – з іншого. У цьому відношенні цікавою є

концепція двокомпонентної системи відновлення пошкоджених тканин [85], де алгоритм відновлення реалізується на рівні структурованої води.

Роль води, що входить до складу біологічних рідин, ще мало висвітлена в сучасній літературі, але її значення, як інформаційного чинника, надзвичайно велика і вимагає подальшого осмислення. При цьому слід враховувати думку Герловіна І.Л. [85] про те, що будь-які дії на воду та розчини – електричні, магнітні, електромагнітні, ультразвукові, електрохімічні, можна пояснити на основі енергізації віртуальної пари елементарних частинок електрон–позитрон.

Послідовність процесу структурування біогенної води була запропонована Резніковим К.М. у 2001 р. [86]. Ці дані розкривають процеси передачі інформації в живих системах та можливості використання їх у лікувальних і діагностичних цілях. При цьому поняття «інформація» розглядається як міра організованості руху (взаємодії і переміщення) частинок в системі.

Конкретні механізми передачі інформації за допомогою структурованої води можна розглянути відповідно до моделі К. М. Резнікова у вигляді багатоканальної рецепторно–інформаційної системи, що включає **3 рівні**:

1-й – перескок протонів вздовж спіралі структурованої води, характерний найімовірніше для терміналей, закінчуються в області біологічно активних точок (БАТ), з одного боку, і тканин окремих органів з іншої;

2-й – степінь протонних згущень і розрядження вздовж тяжів (колатералей), що складаються з окремих спіралей і реалізують передачу інформації від декількох БАТ або від внутрішніх органів і назад;

3-й – міжкластерний обмін молекулами води; – кластерів, що входять в структуру паралельних тяжів, що утворюють основу так званих каналів (меридіанів), є центральною ланкою передачі інформації між БАТ і внутрішніми органами в обидві сторони.

Якщо під впливом будь-якого зовнішнього фактора (мікроорганізм, токсин, електромагнітне випромінювання і т.д.) змінюються інформаційні властивості води, то змінюються і структурно-функціональні компоненти клітин, тканин і органів. На думку автора запропонованої моделі Резнікова К.М. зміни ін-

формаційних можливостей структурованої води можуть бути самими ранніми ознаками можливості виникнення патологічних явищ.

Резніков К.М. всю рецепторно-інформаційну систему організму показав наступним чином:

Перша, найвища ступінь знеособленості (усвідомлюваності) інформації (на рівні «так–ні», «+ або –», «багато–мало» і т.д.) реалізується на рівні водно-структурної рецепторно-інформаційної системи (залучення до інформаційних процесів всіх клітин організму);

Друга, менша ступінь знеособленості інформації (більше узагальнена інформація), здійснюється за участю іонів, пептидів, амінокислот на рівні клітинних мембран (певні клітини організму);

Третя, цілеспрямована передача інформації (конкретна, адресована до певної тканини і викликає реєстровані на рівні органів зміни), відбувається за участю системи «медіатор-рецептор» (нервова система), «гормон-рецептор» (гормональна система).

Ці три компоненти складають загальну (генералізовану) рецепторно-інформаційну систему, що забезпечує інформаційні взаємодії, з одного боку, всіх структурних утворень організму (клітини і їх органели, тканини, органи, функціональні системи) за типом «все знає про все», а з іншого – безперервний двосторонній зв'язок організму з зовнішнім середовищем. Центральна нервова система як спеціалізований орган сприйняття, обробки, створення нової та передачі старої інформації, може функціонувати на основі всіх цих 3-х компонентів.

Це дозволяє пояснити дивовижні докази інформаційних властивостей води, показаних японським дослідником Масару Емото (Masaru Emoto) [87] на прикладі утворення при замерзанні зразків води різних видів кристалів, форма яких визначається попереднім впливом на воду. Відповідно до його поглядів, в основі будь-якої речі лежить джерело енергії – вібраційна частота, хвиля резонансу (певна хвиля коливань електронів атомного ядра). Якщо врахувати, що свідомість людини швидше за все визначається квантово-хвильовими про-

цесами [87], то цілком зрозумілим стає висновок доктора Масару Емото про те, що «всі речі лежать в межах нашої власної свідомості».

Відправним моментом для досліджень Масару Емото були роботи американського біохіміка Лі Лорензо, який у вісімдесятих роках минулого століття довів, що вода сприймає, накопичує і зберігає собою їй інформацію [87]. При цьому його основною ідеєю з'явився пошук шляхів візуалізації одержуваних ефектів. Він розробив ефективний метод отримання кристалів з води, на яку попередньо в рідкому вигляді наносилася різна інформація за допомогою мови, написів на посудині, музики або у вигляді уявної звернення.

Про них Масару Емото повідомив 16 березня 2004 року на зустрічі з польськими дослідниками та журналістами в Інституті геології в Варшаві. Результати ці викликали сенсацію. Численні і різноманітні експерименти, багато тисяч фотознімків демонстрували, що інформація, отримана водою, сприймається і відображається у вигляді геометричної структури кристалів, які є її образами.

Вода реагує на думки та емоції оточуючих її людей, на події, що відбуваються з населенням і так далі. Кристали, що утворилися із щойно отриманої дистильованої води, мають просту форму добре відомих шестикутних сніжинок. Накопичення інформації міняє їх будову, ускладнюючи, підвищуючи їхню красу, якщо інформація добра, і, навпаки, спотворюючи або навіть руйнуючи початкові форми, якщо інформація зла, образлива. Вода кодує отримувану інформацію нетривіальним чином. Потрібно ще навчитися її декодувати. Але іноді виходять «курйози»: кристали, що утворилися з води, яка знаходилася поряд з квіткою, повторювали її форму.

На сьогодні ці висловлювання є гіпотезою, в яку ми можемо вірити або ні. Тому, з моєї точки зору, такі питання викликають певні дискусії та спонукають нас до певних наукових дій – власне по цій причині ми і розглядаємо дану тему.

1.3. ІНШІ ІСНУЮЧІ ГІПОТЕЗИ ПРО ПРИРОДНУ ВОДУ НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ РОЗВИТКУ НАУКИ

Внаслідок детального вивчення питання про існуючі гіпотези в сфері природних вод, можна виділити три таких напрямки гіпотез:

- 1) вивчення властивостей води;
- 2) фізичний вплив на воду;
- 3) використання природних матеріалів в процесах очищення води.

Наведемо найбільш продуктивні гіпотези, що дозволяють знайти приховані зв'язки між досліджуваними явищами в області вивчення властивостей зв'язаної води [95]. Серед найбільше цікавих фактів вивчення зв'язаної води перш за все слід відзначити наступне: каркаси молекул води можуть відноситись лише до двох принципово різних типів - льодяному і клатратному.

Оскільки льодяні каркаси мають відносно більше високу щільність, ніж клатратні, природним було припущення, що високотемпературні форми цих розчинів містять тільки такі угруповання з молекул води (кластери), які в структурному плані є фрагментами льоду. Далі було припущено, що однорідний розчин поряд з осколками льоду містить також фрагменти структур клатратних гідратів.

Однак можливість поширення уявлень про розупорядкування зв'язаної води на гідрати біологічних об'єктів поки що слід розглядати лише як гіпотезу. Клатратоподобний характер гідратації макромолекул можна узгодити з зазначеною гіпотезою тільки в рамках моделі, в якій товщина клатратного шару зовсім невелика. Хочеться ще раз підкреслити, що саме фізичні властивості водних розчинів, особливо поведінка зв'язаної води, відіграють вирішальну роль у передачі інформації.

Незвичайними властивостями володіє вода, що зазнала впливу постійного магнітного поля. Ідея магнітної води належить доктору Утехіну Є.В.[96]. Він вважав, що омагнічена вода стає біологічно активною. Вивченням цього питання зараз займається молода наука – магнітобіологія.

Після впливу на воду магнітного поля в ній збільшується швидкість хімічних процесів і кристалізації розчинених речовин, інтенсифікуються процеси адсорбції, поліпшується коагуляція домішок і випадання осаду. Вплив магнітного поля на воду позначається на поведінці домішок, що знаходяться в ній, хоча сутність цих явищ поки точно не з'ясована.

В.І. Классен [97], відомий вчений в галузі магнітної обробки води, підрозділяє наявні на цей рахунок гіпотези на три основні групи:

1. «Колоїдні»,
2. «Іонні»,
3. «Водяні».

Прихильники гіпотез першої групи стверджують, що магнітне поле, діючи на воду, може руйнувати колоїдні частинки, які містяться в ній: «осколки» утворюють центри кристалізації домішок, прискорюючи їх видалення. Наявність іонів заліза інтенсифікує появу зародків кристалізації, що призводить до утворення нетривкого осаду, який випадає у вигляді шламу.

Прихильники гіпотез другої групи пояснюють дію магнітного поля наявністю іонів у воді, вважаючи, що поле робить особливий вплив на гідратацію іонів, тобто на виникнення навколо них гідратних оболонок, що складаються з молекул води, але їх рухливість дещо змінена. Чим більше і стійкіше така оболонка, тим важче іонам зближуватися або осідати в порах адсорбенту. Отримано експериментальні дані на користь «іонних» гіпотез: виявлено, що під впливом магнітного поля відбувається тимчасова деформація гідратних оболонок іонів, змінюється їх розподіл у воді. Не виключено, що роль іонів при магнітній обробці води може бути також пов'язана з виникненням електричного струму або з пульсацією тиску.

Прихильники гіпотез третьої групи припускають, що магнітне поле діє безпосередньо на структуру асоціатів води. Це може призвести до деформації водневих зв'язків або перерозподілу молекул води у тимчасових асоціативних утвореннях, що також тягне за собою зміну фізико-хімічних характеристик процесів, що протікають в воді.

Магнітна обробка води виявилася дуже ефективною при боротьбі з накипом [98]. Омагнічена вода прискорює процес кристалізації мінеральних домішок, це призводить до значного зменшення розмірів частинок солей; в результаті практично припиняється осідання їх на стінках апаратів і труб.

Цікаво, що магнітна обробка допомагає не тільки запобігати випаданню неорганічних солей з води, але і значно зменшувати відкладення органічних речовин.

У США і Франції запатентовані методи опріснення морської і солоної води, в яких значну роль відіграє її магнітна обробка [101].

Для видалення з води важкоосаджуваних тонких суспензій (каламуті) використовується інша властивість магнітної води – її здатність прискорювати коагуляцію (злипання і осадження) часточок з наступним утворенням великих пластівців. Омагнічування успішно застосовується на водопровідних станціях при значній каламутності природних вод.

Альтернативним способом боротьби з вапняними відкладеннями є електромагнітна обробка води. Процеси, які відбуваються під дією електромагнітної обробки води, надзвичайно різноманітні і складні, тому немає ще єдиної думки про механізм цих явищ [102]. Існує *ряд гіпотез впливу електромагнітного поля на іони солей*, розчинених у воді.

1. Перша полягає в тому, що під впливом магнітного поля відбувається поляризація і деформація іонів, що супроводжується зменшенням їх гідратації, що підвищує ймовірність їх зближення і, в кінцевому рахунку, утворення центрів кристалізації;

2. друга передбачає дію магнітного поля на колоїдні домішки води;

3. третя гіпотеза об'єднує уявлення про можливий вплив магнітного поля на структуру води. Це вплив, з одного боку, може викликати зміни в агрегації молекул води, з іншого – порушити орієнтацію ядерних спінів водню в її молекулах.

Обробка води в магнітному полі в основному застосовується для боротьби з накипом. Суть методу полягає в тому, що при перетині водою магнітних сило-

вих ліній катіони солей жорсткості виділяються не на поверхні нагрівання, а в масі води. Метод ефективний при обробці вод кальцієвого–карбонатного класу, які становлять близько 80% вод усіх водоймищ нашої країни і охоплюють приблизно 85% її території.

Зменшення утворення накипу та інших відкладень солей залишається найбільше широкою сферою застосування магнітної обробки. Відомо, що магнітна обробка водних систем призводить до наступних фізико–хімічних змін:

- швидкість розчинення неорганічних солей збільшується в десятки разів (для $MgSO_4$ – в 120 разів!);
- у воді після магнітної обробки збільшується концентрація розчиненого кисню.

Також є дані, що вказують на бактерицидну дію магнітної обробки води. У порівнянні з традиційним зм'якшуванням води її магнітна обробка більше проста, безпечна й економічна. Оброблена магнітним способом вода не отримує жодних побічних, шкідливих для здоров'я людини властивостей і не змінює сольовий склад, зберігаючи смакові якості питної води [103].

Який же механізм впливу кременю на воду? На цей рахунок існує кілька гіпотез.

1. Дослідники з ІТМО ім. А. В. Ликова АН РБ припустили, що кремій здатний ділитися енергією, отриманою від сонця, законсервованій в скам'янілих органічних останках живих істот того віддаленого часу [99]. Енергія ж сонця того часу, ймовірно, була якісно іншого роду, звідси і ефект оздоровчого впливу. На користь цієї гіпотези говорить те, що інший різновид мінералу, що містить органічні залишки того часу, селевіта впливає на воду так само ефективно і за тим же сценарієм, що й чорний кремій. Це виявив український геолог Микола Великий. Проведені на Україні дослідження показали ідентичність ефекту чорного кременю і селевіта. Вся відмінність полягає в тому, що чорний кремій – це скам'янілі залишки в основному, мікроорганізмів теплих морів, лише з включеннями великих залишків, а селевіт – це скам'янілі раковини молюсків. Хімічний ж е складу в обох випадках абсолютно однаковий; –оксид кремнію.

2. Можливо, кремій працює, як і мороз, – вибудовуючи молекули води в форму, що є найбільше досконалим водяним юнітом, створеного природою. Цілком імовірно, що така структура не залишає місця стороннім включенням, або, принаймні, затрудняє їх перебування в масі структурованої води, видавлюючи все чужорідне в осад. На користь цієї гіпотези говорять експериментальні дослідження про те, есенціальні елементи одним своїм перебуванням у воді сприяють її структуризації [100]. Атоми цих елементів утворюють навколо себе водяні кільця. Елементи ж, що вважаються традиційно несприятливими для життєдіяльності людини і живих істот, навпаки, руйнують такого роду зв'язки. Тому ми можемо припускати, що кремій здатний структурувати воду. Так само як і перша, ця гіпотеза не має реального підтвердження або спростування. Хоча при постановці потрібних дослідів отримати їх немає ніякої складності, на відміну від першої гіпотези. На даний же момент знімків внутрішньої структури активованої кременем води ми ніде не знайшли, як і частоти її ядерного магнітного резонансу, хоча в деяких брошурах йдеться, що активована кремнієва вода є саме мікрокластерной водою.

Ця гіпотеза є традиційною зараз при створенні ланцюжка доказів ефективності впливу біоактивованої води. Проте, перш за все, потрібно переконатися в наявності гексагональної мікрокластерной структури.

Істина ж у розгадці механізму впливу кременю на воду знаходиться, напевно, як завжди, десь на перехресті всіх гіпотез. Основні відкриття в розгадках феномену активованої кремнієвої води ще попереду. Поки що ми можемо лише констатувати сам факт цього феномену, застосовуючи активовану кремнієм воду.

ТЕМА 2

2.1. ВИДАЛЕННЯ З ВОДИ НЕПРИЄМНИХ ЗАПАХІВ ТА ПРИСМАКІВ

В міру загального погіршення якості природних вод усе більше приходить займатися видаленням речовин, що надають воді присмаки і запахи, а також токсичні речовини.

Відомо, мутність води обумовлена вмістом нерозчинених, насамперед грубодисперсних мінеральних домішок; кольоровість – вмістом мінеральних і органічних сполук, причому головну роль відіграють колоїди органічного походження, планктони й інші речовини. Появу у воді присмаків і запахів викликають мінеральні розчинені й колоїдні речовини (сірководень, хлор, залізо), а також органічні сполуки. До останніх відносяться продукти біологічних процесів, що проходять у самих водоймищах, речовини, що надходять до водоймища в результаті змиву ґрунтів і речовини зі стічними водами. У результаті змиву з полів отрутохімікатів й розмиву промислово забруднених ґрунтів, а також зі стічними водами у водоймища попадають токсичні речовини.

Вибір методу дезодорації води залежить від походження запахів і присмаків. Якщо причиною забруднення є мінеральні розчинені й колоїдні речовини, проблема вирішується демінералізацією, знезалізненням, дегазацією води. Проте, основним питанням дезодорації є питання видалення з води розчинених органічних домішок. Це вимагає спеціальної обробки води. З даною проблемою тісно пов'язана проблема видалення з води токсичних сполук, що знаходяться, як правило, в мікроконцентраціях.

На сучасному етапі знаходять застосування в основному методи окиснення й сорбції, причому пристойні результати дає їхнє комбінування – окисно-сорбційний метод.

З окиснювачів широко використовують хлор та хлорвмісні реагенти, озон, перманганат калію. Реагент, його дозу й схему реагентної обробки слід вибирати на основі технологічних досліджень. Орієнтовно дозу окиснювача можна визначити, виходячи з перманганатної окислюваності води. Як правило, окиснювачі переводять органічні речовини з органолептичної точки зору в менш відчутні запахи, а також менш токсичні сполуки. Але є й такі, наприклад, деякі фосфорорганічні пестициди, для яких неповне окиснення може призвести до посилення запахів і присмаків та утворенню токсичних речовин.

Найпоширенішим і найдешевшим окиснювачем беззаперечно є хлор, при використанні якого треба врахувати можливість появи у воді запаху й присмаку хлору, а також небажаних сполук типу хлорфеноли.

Озон та перманганат калію O_3 і $KMnO_4$ – сильні окиснювачі, не надають воді додаткових запахів і присмаків. Для $KMnO_4$ необхідно брати до уваги високу ціну й дефіцитність реагенту. Крім того, потрібна висока точність дозування, щоб виключити попадання в очищену воду залишкового марганцю (припустим, концентрація всього $0,1 \text{ мг/дм}^3$). Озон (як було сказано вище) може в результаті неповного окиснення органічних речовин викликати інтенсифікацію бактеріальної життєдіяльності у воді після очисних споруд.

Враховуючи вищезгадані труднощі, застосування сорбентів для видалення з води розчинених органічних речовин і токсичних сполук є більш вигідним методом. Їхня чимала перевага в тому, що вони не руйнують сполуку, що утворюється, тому відпадає небезпека появи небажаних продуктів деструкції. Особливо ефективно зв'язувати із сорбентами гідрофобні домішки, наприклад, феноли й інші слабкі органічні електроліти. Краще сорбуються речовини в молекулярному вигляді, гірше – іони.

У водопідготовці в якості сорбенту застосовують *активоване вугілля* (АВ), яке отримують шляхом активації вуглецевмісних матеріалів (кам'яне вугілля – антрацит, торф, промислові відходи). Активація полягає в термохімічній обробці дробленого й відсортованого матеріалу, в результаті чого леткі компоненти виділяються, матеріал ущільнюється й набуває мікропористої структури. Існує два способи сорбційної обробки:

- 1) добавка активованого вугілля у вигляді реагенту (вуглювання води);
- 2) фільтрування води через шар гранульованого, зернистого сорбенту на сорбційних фільтрах.

Для вуглювання води необхідно мати бак з механічним або гідравлічним перемішуванням, у якому відбувається замочування вугілля протягом 1 год. Виготовлену вугільну пульпу концентрацією 8% подають у воду перед очисними спорудами за 10 хв до введення коагулянту. Доза АВ перед фільтрами не пови-

нна перевищувати 5 мг/дм^3 . Застосовують (в основному) активоване вугілля марок БАУ та ОУ.

Підготовка вугілля занадто складна, трудомістка й забруднююча навколишнє середовище технологія. Щоб уникнути забруднення очищеної води залишковими концентраціями вугілля потрібна висока точність дозування. Тому більш доцільно використовувати сорбційні фільтри наприкінці технологічної схеми після освітлювальних фільтрів. В якості завантаження останніх використовують, насамперед, активоване вугілля марок АГ-З і АГ-М. В основному використовують напірні сорбційні фільтри, товщину завантаження, вибирають, виходячи зі швидкості фільтрування ($10\ldots 15 \text{ м/год}$) і часу перебування води у вугільному завантаженні ($10\ldots 15 \text{ хв}$).

Основною технічною проблемою, що пов'язана із застосуванням сорбційних фільтрів, є питання відновлення сорбційної ємності фільтрів. Для цього застосовують хімічні, термічні або біологічні методи, що вимагають вивантаження матеріалу з фільтра.

Хімічний метод полягає в продувці шару вугілля паром з наступною обробкою лугом; при термічній регенерації адсорбовані органічні речовини випаляють в спеціальних печах при температурі $+800\ldots 900^\circ\text{C}$; відновлення сорбційної ємності вугілля може також проходити із використанням мікробів. Сьогодні не існує надійного й дешевого методу регенерації вугілля, а це збільшує витрату свіжого матеріалу й підвищує собівартість процесу.

Поглинання активованим вугіллям

Активоване вугілля одержують керованою термалізацією вуглецевотримуючого матеріалу, зазвичай дерева, вугілля, коксу або торфу. Шляхом такої активації получаять пористий матеріал з великою площею поверхні ($500\text{--}1500 \text{ м}^2/\text{г}$) і високою поглинальною здатністю органічних речовин. Таке АВ використовують або в здрібненій, або в гранульованій формі. Коли адсорбційна здатність вугілля закінчується, воно реактивується спалюванням органіки. Однак здрібнене вугілля і деякі види гранульованого використовують лише один раз. Різні види вугілля мають різне поглинання забруднювачів.

Вибір між здрібною й гранульованою формами залежить від частоти використання й необхідної дози. Здрібненій формі надають перевагу у випадках сезонних або стрибкоподібних забруднень або де потрібен низький рівень дози.

Здрібнене активоване вугілля дозують з водою у вигляді рідкої суміші і видаляють при наступних стадіях очищення разом зі слизом, тому його застосування обмежують установками водоочищення з фільтрами. Гранульоване вугілля в нерухомому шарі використовують набагато більш ефективніше, але ефективна витрата вугілля на певний обсяг води для досягнення того ж ступеня очищення тут значно менше, ніж у випадку здрібненого вугілля.

Гранульоване вугілля використовують при необхідності *контролю присмаку й запаху води*. В основному його застосовують в нерухомих шарах або спеціально сконструйованих поглиначах або в уже існуючих фільтрах шляхом заміни кварцевого піску на гранули аналогічного розміру. Хоча для більшості водоочисних станцій було б дешевше реконструювати наявні фільтри, ніж установлювати окремі поглиначі. Використання наявних фільтрів дозволяє встановити невеликий період контакту води з вугіллям. Тому часто на практиці установлюють додаткові гранульовані поглиначі (у випадках використання попереднього озонування) – між самопливними фільтрами й фінальною дезинфекцією.

Термін служби гранульованого шару залежить від властивостей вугілля й періоду контакту між вугіллям і водою – близько 5–30 хв. Можливості гранульованого фільтра дуже сильно залежать від того, які органічні сполуки присутні в оброблюваній воді.

АВ використовують для видалення пестицидів і іншої органіки, виправлення запаху й присмаку, видалення токсинів, синьо-зелених водоростей і ЗОВ.

2.2. ЗАСТОСУВАННЯ ІОННОГО ОБМІНУ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД

Іонний обмін – це процес, за якого відбувається обмін іонів одноіменних зарядів між водою й спеціальними смолами. Зм'якшення води досягають обміном катіонів. Воду пропускають через шар катіонної смоли, під час проходження останньої через шар іонів кальцію й магнію замінюють іонами натрію. Після того як іонообмінна смола виснажиться, її регенерують розчином хлориду натрію.

Процес зниження лужності теж може зм'якшувати воду. Воду пропускають через шар слабокислої смоли, після чого іони кальцію й магнію замінюють на іони водню. Останні вступають в реакцію з іонами карбонатів і бікарбонатів для одержання діоксиду вуглецю. Жорсткість води при цьому знижується без якого-небудь збільшення концентрації іонів натрію. Аніонний обмін може використовуватися для видалення нітратів, які замінюються хлоридами.

Іонообмінна установка складається з двох або більше шарів смоли, яку завантажують в напірні контейнери, кожен з яких має діаметр близько 4м і містить шар смоли товщиною 0,6–1,5м.

Катіонний обмін може видаляти деякі важкі метали. Потенціальне застосування аніонних смол:

- видалення нітратів;
- видалення миш'яку й селену.

Мембранний процес

Самі значимі у водопідготовці мембранні технології:

- зворотний осмос
- ультрафільтрація;
- мікрофільтрація;
- нанофільтрація.

Ці процеси традиційно були орієнтовані на одержання води для промислового і фармацевтичного застосування, але зараз застосовуються і для отримання води питного призначення.

2.3. ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ

Пом'якшення води – це процес зниження її жорсткості, що обумовлений вмістом солей кальцію та магнію.

Метод усунення жорсткості вибирають виходячи із вимог до якості пом'якшеної води (глибини пом'якшення) та техніко–економічного обґрунтування. В практиці водопідготовки використовують слідуючі методи.

Зворотний осмос. Метод заснований на проходженні води через напівпроникні мембрани (як правило, поліамідні). Разом із солями жорсткості видаляється і більшість інших солей. Ефективність очищення може досягати 99,9%. Цей метод знайшов найбільше застосування в побутових системах підготовки питної води. В якості недоліку даного методу варто відзначити необхідність попередньої підготовки води, яка подається на оборотноосмотичну мембрану.

Установки зворотнього осмосу рекламуються як найбільш прогресивні в приготуванні питної води «вищої» якості. Однак доведено, що вода після обробки в установках зворотнього осмосу є [72]:

- дистильованою (демінералізованою);
- деіонізованою (окисленою), тому що її *окислювально-відновний потенціал (ОВП)*, виміряний відносно хлор–срібного електроду, є позитивним і знаходиться в інтервалі $+ (200-400) \text{ мВ}$;
- її структура несе на собі «інформаційний відбиток вихідної води, тобто той, що був на початку водопідготовки», а це дає в свою чергу негативні наслідки для людей з ослабленим імунітетом.

Така вода фактично непридатна для пиття.

Електродіаліз. Заснований на видаленні з води солей під дією електричного поля. Видалення іонів розчинених речовин відбувається за рахунок спеціальних мембран. Так само як і при використанні технології зворотнього осмосу, відбувається видалення й інших солей, крім іонів жорсткості.

Термічний спосіб. Заснований на нагріванні води, усуває тільки тимчасову (карбонатну) жорсткість. Спосіб широко застосовується у побуті. У промисловості, наприклад, застосовується на ТЕЦ.

Реагентне пом'якшення. Метод заснований на додаванні у воду малорозчинних легковидаляємих сполук (часто реагентний метод пом'якшення води називають *методом осадження*). В залежності від реагенту, що використовують, розрізняють вапняний, содовий, натрієвий та фосфатний способи пом'якшення води (табл. 2.1)

Таблиця 2.1 – Способи реагентного пом'якшення води

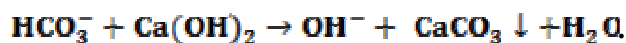
| Способи пом'якшення | Реагент, що застосовується |
|---------------------|---|
| Вапняний | CaO або Ca(OH)₂ |
| Натрієвий | NaOH |
| Вапняно–содовий | CaO + Na₂CO₃ |
| Содово–натрієвий | Na₂CO₃ + NaOH |
| Вапняно–натрієвий | CaO + NaOH |
| Фосфатний | Na₃PO₄ |
| Барієвий | BaCO₃ або Ba(OH)₂ |

При цьому солі кальцію та магнію переходять у нерозчинні сполуки і випадають в осад. Цей метод виправданий при відносно великих витратах води, оскільки пов'язаний з вирішенням ряду специфічних проблем, таких як: фільтрація осаду, точне дозування реагенту.

Глибина пом'якшення вапнуванням визначається розчинністю карбонату кальцію та гідроксиду магнію; при спільній присутності у воді Ca^{2+} і Mg^{2+} теоретично глибина пом'якшення при температурі 0 °C складає 0,55 мг-екв/дм³, а при температурі 80 °C – 0,23 мг-екв/дм³. Практично, воду пом'якшена за допомогою вапняного або вапняно-содового способами, має залишкову жорсткість не менше 0,5–1,0 мг-екв/дм³ через здатність карбонату кальцію гідроксиду магнію утворювати перенасичені розчини.

Вапняний спосіб застосовують у тому випадку, коли необхідно зменшити лужність вихідної води, при цьому спостерігається еквівалентне зменшення

жорсткості. При введенні в у воду гідроксиду кальцію відбувається зв'язування розчиненої у воді вугільної кислоти з утворенням бікарбонатних іонів. Потім вони переходять у карбонатні, які, реагуючи з присутніми в розчині катіонами кальцію, випадають в осад (при перевищенні добутку розчинності $ДР_{CaCO_3}$). Магній осідає паралельно у вигляді гідроксиду магнію. Процеси можна описати слідуючими рівняннями:



Для глибшого пом'якшення води (до 0,04–0,05 мг-екв/дм³), попередньо оброблена вода іншими способами, *фосфатується* при температурі вище +100 °С, так як фосфорнокислі сполуки кальцію та магнію мало розчинні у воді. При введенні три натрій фосфату або динатрійфосфату протікають реакції утворення важкорозчинних фосфорнокислих солей кальцію $Ca_3(PO_4)_2$ або магнію $Mg_3(PO_4)_2$.

В склад реагентних водопом'якшувальних установок традиційно входять:

- 1) обладнання для приготування розчинів, водо розподільвачі, дозатори реагентів;
- 2) змішувачі;
- 3) камери пластівцеутворення;
- 4) апарати, в яких закінчується пом'якшення води та проходить часткове її прояснення (вихрові реактори, термом'якшувачі, напірні та безнапірні прояснювачі);
- 5) прояснювальні фільтри.

Катіонування (іонний обмін). Метод заснований на використанні іонообмінного гранульованого завантаження (найчастіше це іонообмінні смоли). Таке завантаження при контакті з водою поглинає катіони солей жорсткості (кальцій і магній), натомість, в залежності від іонної форми, віддаючи іони натрію або водню. Ці методи відповідно називаються *Na-* і *H-*катіонування. Як правило, жорсткість води знижується:

- при одноступеневому натрій–катіонуванні до 0,05–0,1 мг-екв /дм³,
- при двоступеневому – до 0,01 мг-екв дм³.

Особливістю *Na*–катіонування є те, що карбонатна жорсткість пом'якшеної води, яка була обумовлена бікарбонатами кальцію та магнію, переходить в бікарбонатну лужність **NaHCO₃**, тобто концентрація бікарбонатних іонів не змінюється.

Найбільш практичного поширення знайло поєднання процесів *Na*– і *H*–катіонування, в результаті чого може бути досягнута необхідна лужність і кислотність завдяки взаємній нейтралізації кислого і лужного середовища. Процес *Na*– і *H*–катіонування може протікати по одній з описаних далі схем.

1. Паралельне *Na*–*H*–катіонування застосовують для вихідної води з малою некарбонатною жорсткістю (рис. 2.1, а).

Частина води пропускається через *H*–катіонітовий фільтр, а інша – через *Na*–катіонітовий фільтр, після чого обидва фільтрати змішуються. В результаті можна отримати воду з незначною жорсткістю та лужністю. Вуглекислота, що виділяється при взаємодії *Na*–катіонітової води з *H*–катіонітовою водою, видаляється на спеціальних дегазаторах.

2. Послідовне *H*–*Na*–катіонування в основному застосовують для пом'якшення води з відносно високою жорсткістю (рис. 2.1, б). Частина води пропускається через *H*–катіонітовий фільтр, потім змішується з рештою води, проходить дегазатор і, врешті, вся суміш пропускається через *Na*–катіонітовий фільтр.

3. Спільне *H*–*Na*–катіонування виконується на одному фільтрі (рис. 2.1, в). При цьому верхній шар катіоніту в фільтрі відрегенований для роботи по методу *H*–катіонування, а нижній – для роботи по методу *Na*–катіонування. Для подальшого пом'якшення фільтрату після *H*–*Na*–катіонування застосовують допоміжний *Na*–катіонітовий фільтр II-ої ступені.

Діаліз Доннана. Здійснюється на мембранних апаратах: вихідна жорстка вода рухається в камері з одної сторони катіонітової мембрани, розсіл **NaCl** в камері – по другу сторону мембрани, іони натрію мігрують в мембрану і далі в вихідну воду, а іони кальцію – в протилежний бік, тобто із жорсткої води в розсіл.

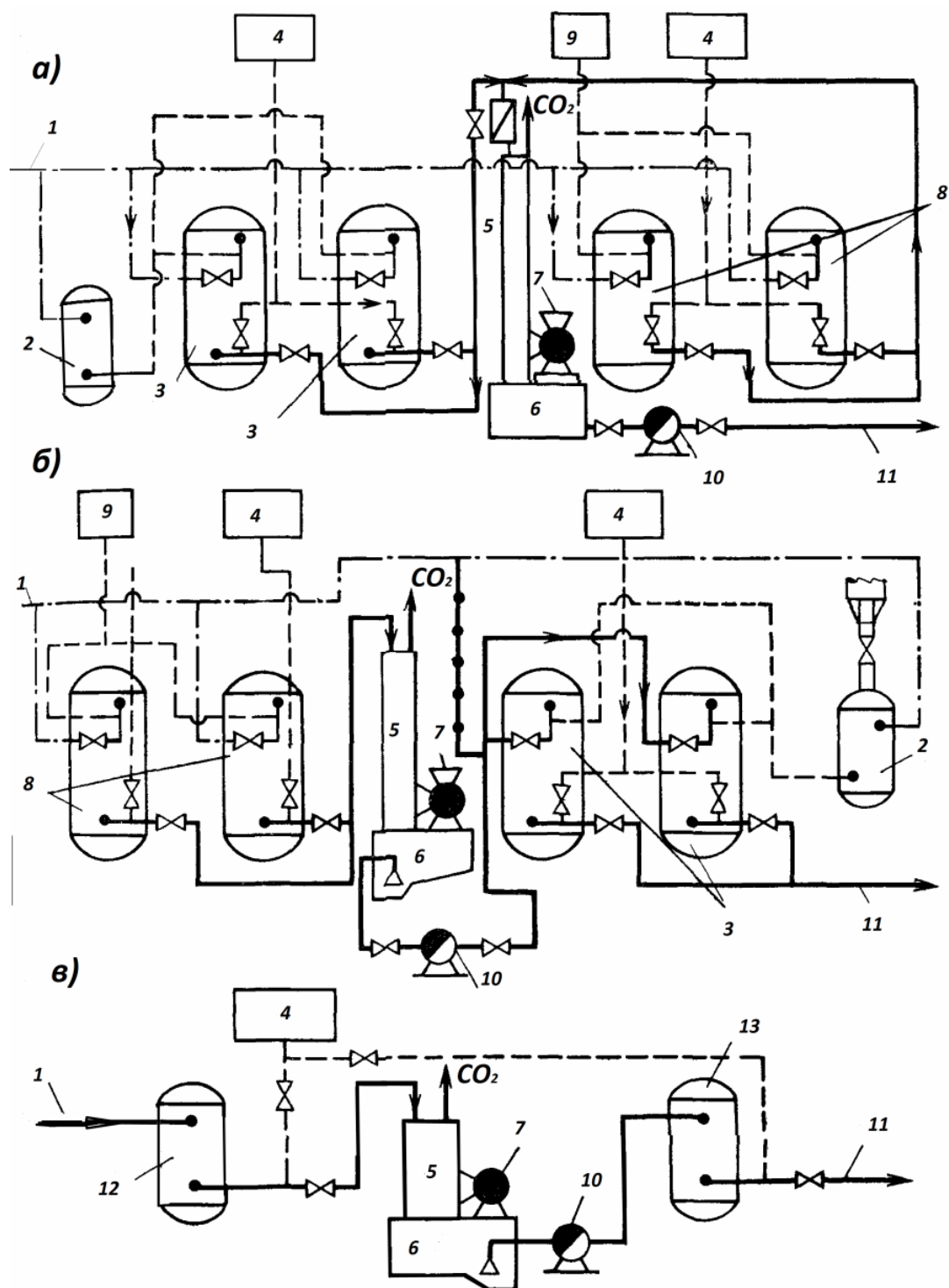


Рис. 2.1 – Схеми Н-Na-катіонування при пом'якшенні води:

а) паралельне;

б) послідовне;

в) спільне.

1 – подача вихідної води;

2 – солерозчинник;

3 – група Na-катінітових фільтрів;

4 – бак для розпушення;

5 – дегазатор;

6 – резервуар пом'якшеної води;

7 – вентилятор;

8 – група Н-катінітових фільтрів;

9 – бак для збереження розчину кислоти;

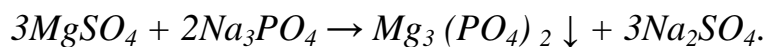
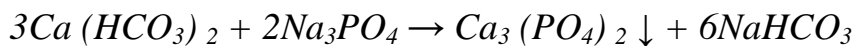
10 – насос;

11 – відвід пом'якшеної води;

12 – Н- Na-катінітовий фільтр;

13 – буферний Н- Na-катінітовий фільтр

Кращим реагентом для усунення загальної жорсткості води є ортофосфати натрію Na_3PO_4 :



Краще пом'якшення води досягається за рахунок того, що ортофосфати кальцію і магнію дуже погано розчинні у воді. У промисловості за допомогою іонообмінних фільтрів замінюють іони Ca^{2+} і Mg^{2+} на іони Na^+ і K^+ , отримуючи м'яку воду. Певне пом'якшення води відбувається за такою ж схемою і в побутових фільтрах для питної води. Відфільтрована вода дає менше накипу.

Постійне вживання жорсткої води, призводить до відкладення солей в суглобах і накопиченню піску в нирках.

З технічного боку – жорстка вода створює накип і осад, сприяє обростанню тенів в казанах накипом. У жорсткій воді гірше милиться мило і гірше відпирається білизна.

ТЕМА 3

3.1. ФТОРУВАННЯ ВОДИ

Перш за все фтор може бути присутнім в атмосфері. Як правило, фтору більше в тій місцевості, де є розвинена промисловість. При вдиханні навіть в невеликій кількості фтор викликає набряк легенів, у більших дозах – руйнування легеневої тканини, а іноді – і смерть.

Фторидні сполуки входять до складу мінералів, що перебувають у ґрунтах і в гірських породах; вода проходить через них і розчиняє їх. Таким чином утворюються іони фториду. У результаті фториди присутні хоча б в малих кількостях у всіх підземних джерелах, але в різній концентрації, діапазон якої дуже варіативний. З води іони фториду попадають до складу всіх харчових продуктів і напоїв.

Потрапляючи в організм людини й тварин через їжу, фториди викликають позитивну дію при обмінних процесах в мінералізованих тканинах, до яких відносяться крім кісткової тканини ще й зуби. Фториди також виступають в ролі

стабілізатора й ущільнювача таких тканин організму як волосся, нігті та епідерміс. Є дані, що вживання води, що містить 1 мг/дм^3 фторидів, поліпшує імунно-біологічну реактивність організму. Фториди є біокаталізаторами процесів мінералізації. Вони сприяють утриманню й нагромадженню кальцію в організмі. Цю їх властивість використовують з лікувальною метою при захворюваннях, що протікають з порушенням мінералізації кісток.

Таким чином, фториди необхідні при:

- різних порушеннях мінералізації кісток: остеопороз, остеомаліяція, рахіт, остеохондроз та інших захворюваннях;
- проведенні профілактики захворювань зубів, тому що зміцнюють їхню емаль і перешкоджають виникненню карієсу;
- деяких захворюваннях волосся, нігтів, епідермісу.

Ідею додавати фтористі сполуки до водопровідної воду вперше запропонував у 1939 році доктор Джеральд Кокс з Інституту Медлона (США). Дослідження встановили, що фтор, який знаходиться в питній воді, накопичується в зубах і підвищує стійкість емалі, тим самим значно знижує ймовірність руйнування зубів.

Правда, фтористі сполуки – це одне з найбільш спірних питань в технології водопідготовки. З моменту їх першого застосування в системах водопостачання в 40-і роки ХХ ст. – і донині залишаються темою гарячих дебатів. Приблизно 130 млн. жителів США п'ють фторовану воду. Хоча фторування законодавчо заборонено у Швеції, Данії й Голландії, від нього також відмовилися в Бельгії й Німеччині, в той час як Північна Америка так і не залишила своєї давньої традиції фторування води.

Згідно з даними ВООЗ, широке поширення захворювання карієсом пов'язане з дефіцитом фторид-іонів у питній воді. У профілактиці захворювання карієсом ефект використання жувальних гумок оцінюється в 2–3%, а вживання фторидовмісних зубних паст в 25–30%. Найбільш високий профілактичний ефект до 70% забезпечує попадання фториду в організм з питною водою.

Припустимі концентрації фтору в питній воді

Фториди життєво необхідні для здорового функціонування організму, але навіть їхні природні сполуки в надлишку дуже токсичні. Уже в 1803 році було виявлено, що фтор входить до складу кісткової системи, отже – необхідний для її нормального функціонування, але в 1931 році було встановлено, що надлишок фтору в питній воді викликає захворювання зубів.

Дефіцит фтору приводить до того, що кальцій, що становить основу всіх кісткових тканин, не накопичується в організмі, а саме наявність фтору спонукає його затримку в кістковій системі.

Надлишок фтору призводить до виведення кальцію з кісток. Солі фтору концентруються в кістах, викликаючи зміну кольору й форми зубів, напрямку їх росту, остеохондроз, а слідом за цим – огрубіння суглобів і їх нерухомість, кісткові нарости. У людей виникають труднощі з можливістю нормально рухатися. Організм захищаючись, виділяє фтор із сечею, але часто не може впоратися з його надлишком. Більші дози фтору екстрагують магній з лімфи крові, мобілізують кальцій і виводять його з кісток, що, зрештою, призводить до їх загрубіння. Кальцій осідає в нирках, у легенях та у м'язах. Тому, коли ми говоримо про фтор і фториди, необхідно знати припустимі для людини концентрації.

Різниця між корисною й шкідливою дозами дуже мала: менше $0,5 \text{ мг/дм}^3$ – занадто мало, $1\text{--}1,5 \text{ мг/дм}^3$ – достатня кількість, а більше – уже занадто багато. Добову потребу для людини визначають двома факторами: максимально припустима концентрація фторидів на добу й вага тіла. Фізіологічні дози такі: при вазі тіла 50 кг оптимальною вважається споживання $1\text{--}2,5 \text{ мг/добу}$. Таким чином, дорослій людині досить одержувати $2\text{--}3 \text{ мг/добу}$ фторидів. Істотний надлишок фторидів в організмі, що може завдати шкоди здоров'ю людини – це концентрація від 10 мг/добу . ДержСанПіНом узаконені припустимі концентрації фторидів у питній воді в розмірі $0,7\text{--}1,5 \text{ мг/дм}^3$. За такої концентрації фторидів у воді ніяких негативних наслідків для здоров'я не спостерігалось.

Наприклад, концентрація фторидів у воді "Кристална" становить $0,9 \text{ мг/дм}^3$, що дозволяє уникати надлишку й одночасно одержувати свою добову норму при вживанні 2–3 літра води.

3.2. ДЕФТОРУВАННЯ ВОДИ

Підвищений вміст фтору (більше $1,5 \text{ мг/дм}^3$) буває, як правило, тільки в підземних водах, тому що ці води зазвичай не вимагають прояснення, то для очищення їх від фтору слід застосовувати метод фільтрування води через сорбент, що поглинає фтор. Таким сорбентом може служити активований оксид алюмінію у вигляді зерен розміром 1–3 мм, ємність поглинання якого 900–1000 г фтору на м^3 сорбенту при його об'ємній вазі $0,5 \text{ т/м}^3$.

Очищення від фтору фільтруванням води через сорбент можливе за наявності у воді завислих речовин не більше 8 мг/дм^3 і при загальному солевмісті не вище 1000 мг/дм^3 .

При фільтруванні води через сорбент, вміст фтору знижується спочатку до $0,1\text{--}0,3 \text{ мг/дм}^3$, а потім поступово знову підвищується внаслідок виснаження поглинаючої здатності сорбенту. При збільшенні концентрації фтору до $1\text{--}1,5 \text{ мг/дм}^3$ фільтр треба виключати на регенерацію. Поглинаючу здатність відновлюють розчином сульфату алюмінію. По закінченню регенерації сорбент відмивають водою. При фільтруванні води відбувається іонний обмін, у результаті якого підвищується концентрація іонів в очищеній воді. В кінцевому варіанті вміст сульфатів у питній воді не повинен перевищувати $300\text{--}400 \text{ мг/дм}^3$ згідно з останніми даними.

Споруди для очищення води від фтору включають наступне обладнання:

- 1) фільтри типу *H*-катіонітових, але завантажені сорбентом, із дренажем із щільних порцелянових ковпачків;
- 2) резервуар для води, що спускає завантаження фільтрів;
- 3) баки для готування розчину сульфату алюмінію концентрацією 8–10%;

- 4) ежектори для розведення 8–10%-го розчину до концентрації 1–1,5% і подачі приготовленого регенераційного розчину на фільтри;
- 5) повітродувки для перемішування розчину сульфату алюмінію в баках;
- 6) контрольно-вимірювальні прилади.

На людину негативно впливає не тільки недостача, але й надлишок фтору. При цьому порушується хімічний гомеостаз. При надлишку даного мікроелементу виникає захворювання, яке називають флюорозом. При ньому виникає ушкодження зубів.

Точний механізм виникнення флюорозу ще до кінця не вивчений. Найбільше обґрунтованим вважають вистнок щодо токсичної дії фтору на енамолобласти (клітини–будівельники емалі) у період розвитку зубів, що призводить до неправильного формування емалі. Флюороз, в першу чергу, проявляється на різцях верхньої щелепи й малих кутніх зубах, рідше – на різцях нижньої щелепи й великих кутніх зубах. Емаль зубів в уражених місцях втрачає блиск і прозорість, стає тьмяною й здобуває як би неживий білуватий тон, що пояснюється особливостями світлозаломлення емалі, структура якої порушена внаслідок хронічної фтористої інтоксикації. [3]

3.3. ЗНЕЗАЛІЗЕННЯ ВОДИ

Забруднювач, що найбільше часто зустрічається в природних водах, – це залізо. Загальне залізо вимірюють сумою двовалентного, тривалентного й органічного. При цьому залізо офарблює воду в неприємні жовто–коричневі тони й робить її практично непридатною до вживання. Те, що вода в джерелі (колодязі, колонці) має відтінок, – це півбіді: її колір часто залежить від складу ґрунту. Жовтуватий або червонуватий відтінок воді надає залізо – можливо, його в більшій або меншій кількості містить місцевий глинозем, а може, просто заіржавіли водопровідні труби. Пити таку воду неприємно, але здоров'ю це практично не зашкодить.

Залізо буває в природі в трьох станах – молекулярне Fe^{Opz} (коли воно входить до складу органічних сполук), Fe^{2+} – необхідне в організмі людини для переносу кисню (у молекулі гемоглобіну 4 іони Fe^{2+}) і Fe^{3+} – шкідливе для людини – воно і є іржа. Залізо необхідне організму людини, але тільки в певній пропорції й у вигляді іона Fe^{2+} . У водопровідній воді його вміст може бути в надлишку, тому що в природній воді його досить, плюс іржаві труби, якими тече вода до споживачів.

Які ж негативні властивості воді можуть надавати ті або інші компоненти у випадку їх вмісту вище нормативів? Так *залізо*, що знаходиться у воді в кількості більше $0,3 \text{ мг/дм}^3$ у вигляді гідрокарбонатів, сульфатів, хлоридів, органічних комплексних сполук або у вигляді високодисперсної суспензії надає воді неприємне червоно–коричнєве забарвлення, погіршує її смак, викликає розвиток залізобактерій, відкладання осаду в трубах і їх засмічення. При вживанні такої води для приготування їжі та пиття зі вмістом заліза вище нормативу людина ризикує придбати різні захворювання печінки, алергійні реакції і та ін.

При значному вмісті *марганцю* у воді проявляється мутагенна дія на людину. При його наявності в системі водопостачання більше $0,1 \text{ мг/дм}^3$, на сантехнічному устаткуванні й тканинах з'являються плями. Якщо концентрація марганцю перевищує $0,2 \text{ мг/дм}^3$, то на водопровідних трубах утворюється плівка, яка відшаровується у вигляді чорного осаду.

Безреагентні методи знезалізнєння води

Безреагентні методи знезалізнєння можуть бути застосовані, коли вихідна вода характеризується такими показниками: pH – не менше 6,7; лужність – не менше 1 мг-екв/дм^3 ; перманганатна окисність – не більше $7 \text{ мг}O_2/\text{дм}^3$. За стехіометрією на окиснення 1 мг заліза (II) витрачають $0,143 \text{ мг}$ розчиненого у воді кисню, лужність води при цьому знижується на $0,036 \text{ мг-екв/дм}^3$.



Метод окиснення заліза шляхом спрощеної аерації заснований на властивості води, що містить двовалентне залізо й розчинений кисень, при фільтруванні через зернистий шар виділяє залізо на поверхні зерен, утворюючи каталі-

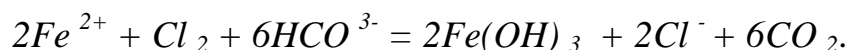
тичну плівку з іонів і оксидів дво- і тривалентного заліза. Ця плівка активно інтенсифікує процес окиснення й виділення заліза з води. На самому початку процесу знезалізення при попаданні на фільтр перших порцій води, коли завантаження фільтру ще порівняно чисте, адсорбція домішок заліза на її поверхні відбувається в мономолекулярному шарі, тобто має місце фізична адсорбція. Після утворення мономолекулярного шару процес виділення сполук заліза на зернах піску не припиняється, а навпаки, підсилюється, внаслідок того, що, утворювався моношар хімічно більш активний, ніж чиста поверхня фільтруючого шару (кварцевого піску).

Адсорбційні властивості плівки із сполук заліза на зернах фільтруючого завантаження, висока її питома поверхня й наявність великої кількості зв'язаної води дозволяють зробити висновок, що плівка представляє собою дуже сильний адсорбент губчатої структури. Одночасно, плівка є каталізатором окиснення поступаючого у завантаження заліза (II). У зв'язку із цим ефект очищення води зернистим шаром незрівнянно вище, чим це могло б бути в гомогенному шарі.

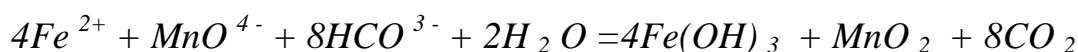
Знезалізення води в завантаженні, покритою плівкою, є гетерогенним автокаталітичним процесом, у результаті якого забезпечується безперервне відновлення плівки як каталізатора безпосередньо при роботі фільтра.

Реагентні методи знезалізення води

Реагентні методи знезалізення води слід застосовувати при низьких значеннях pH , високої окисності, нестабільності води. За стехіометрією на окиснення 1 мг заліза (II) витрачають 0,64 мг хлору; лужність води при цьому знижується на 0,018 мг-екв/дм³. Реакція окиснення протікає згідно з рівнянням



При обробці води перманганатом калію реакція окиснення й послідуючого гідролізу, протікає за рівнянням



За стехіометрією на окиснення 1 мг заліза(II) витрачають 0,71 мг перманганату калію; лужність води при цьому зменшується на 0,036 мг/дм³.

Знезалізення води фільтруванням через модифіковане завантаження засноване на збільшенні сил адгезії шляхом впливу на молекулярну структуру поверхні зерен фільтруючого завантаження. Для збільшення сил адгезії (як показали дослідження) необхідно на поверхні зерен фільтруючого завантаження утворювати плівку із сполук, що мають більш високе значення константи Ван-Дер-Ваальса. Крім того, електростатичні властивості сполук повинні забезпечити зміну ζ -потенціалу поверхні зерен у потрібному напрямку. При цьому сили адгезії дотичних тим більше, чим більше молекулярні маси сполук.

Методика модифікації завантаження передбачає її послідовну обробку 1,5%-им розчином сірчаноокислого заліза (II), а потім 0,5%-ним розчином перманганату калію. Сумарна тривалість контакту – 30 хв. Через 20 хв після початку роботи фільтрат відповідає нормативам ДержСанПіНу.

Знезалізення води спрощеною аерацією, хлоруванням і фільтруванням полягає у видаленні надлишку вуглекислоти й збагачення води киснем при аерації, що сприяє підвищенню pH і первинному окислюванню залізо-органічних сполук. Остаточне руйнування комплексних сполук заліза (II) і часткове його окиснення досягається шляхом введення в оброблювану воду окиснювача (хлору, озону, перманганату калію й т.п.).

Знезалізення води методом напірної флотації засноване на дії молекулярних сил, що сприяють злипанню окремих часточок гідроксиду заліза з бульбашками тонкодиспергованого у воді повітря й спливанні агрегатів, що утворюються при цьому, на поверхню води. Метод флотаційного виділення дисперсних і колоїдних домішок природних вод є досить перспективним внаслідок різкого скорочення тривалості процесу (в 3–4 рази) у порівнянні з осадженням або обробкою в шарі зваженого осаду.

Процес напірно-флотаційного поділу пластівців гідроксиду заліза в окисне; розчинення повітря у воді й утворення бульбашок; утворення комплексів "бульбашка повітря – пластівці гідроксиду заліза"; підйом цих комплексів на поверхню води.

Аерація, в поєднанні з підлужнюванням води $\text{Ca}(\text{OH})_2$ або Na_2CO_3 і фільтруванням – універсальний метод, що дозволяє видаляти залізо у всіх формах з підземних і поверхневих вод.

3.4. ОПРІСНЕННЯ Й ЗНЕСОЛЕННЯ

Опріснення – це процес зниження солевмісту води до ступеня, що робить її придатною для споживання;

знесолення – це зниження солевмісту води до декількох міліграмів або часточок міліграму на 1 дм^3 .

Опріснення води може бути досягнуте за допомогою сідуючих методів:

- дистиляції;
- електродіалізу розчинених солей;
- гіперфільтрації;
- екстракції;
- видалення розчинених солей іонним методом.

Знесолення води можна досягнути:

- заморожуванням;
- іонним обміном;
- електродіалізом у багатокамерних апаратах з камерами, заповненими іонами.

Вибір методу знесолення води обумовлений вимогами до якості знесоленої води і економічними міркуваннями. При цьому слід мати на увазі, що солевміст дистиляту випарників коливається в межах від 1/2000 до 1/10 000 солевмісту концентрату води у випарнику, яке залежно від відсотка продувки в 5–12 раз вище солевмісту вихідної води. Тому при знесоленні дистиляцією у випарниках води з високим солевмістом для одержання глибоко знесоленої води може знадобиться зм'якшення або часткове знесолення їх конденсату іонним обміном.

Вартість знесолення води іонним методом сильно зростає зі збільшенням солевмісту води; одночасно знижується глибина знесолення. Тому знесолення

іонним обміном використовується переважно для води із солевмістом менше $800\text{--}1000\text{ мг/дм}^3$. Вибір методу знесолення для води із солевмістом більше 1000 мг/дм^3 повинен проводитись шляхом економічного порівняння іонітового й випарного методів з урахуванням місцевих умов (вартість тепла, реагентів, можливість скидання відпрацьованих регенераційних розчинів і та ін.).

Хімічні методи опріснення й знесолення води (наприклад, осадження хлоридів у вигляді хлориду срібла; сульфатів у вигляді сульфату барію з поглинанням натрію, кальцію, магнію й калію на H -катіонітовому фільтрі) знайшли впровадження тільки в практиці польового водопостачання й для створення опріснювальних брикетів, якими забезпечують літаки морської авіації, а також рятувальні плоти й човни морських суден.

3.5. ДЕГАЗАЦІЯ ВОДИ

Дегазація – це процес видалення з води розчинених у ній газів (вуглекислий газ, кисень, сірководень, хлор, рідше – метан), які обумовлюють або посилюють корозійні властивості води, що надають їй неприємний запах. Вибір методу дегазації визначають в основному видом і вмістом газу, що видаляється, у вихідній воді.

У практиці водопідготовки відомі наступні методи дегазації води, в основу класифікації яких покладений принцип впливу на оброблювану воду:

- фізичний (зміна температури води або парціального тиску газу, що видаляється; віддувка або аерація);
- хімічний (зв'язування розчинених газів шляхом додавання реагентів);
- біохімічний (використання окисної здатності мікроорганізмів);
- сорбційно-обмінний (витяг вилучених газів шляхом фільтрування через сорбційно-обмінні матеріали).

Розчинені у воді гази O_2 , CO_2 , H_2S підвищують її корозійну активність, а неприємний присмак і запах воді надають H_2S , CH_4 . Наприклад, на теплових електростанціях дегазація – один з важливих процесів, який здійснюється за

допомогою пропускання пару через воду. При цьому в результаті нагрівання її до температури кипіння при атмосферному тиску або у вакуумі розчинність газів знижується практично до нуля. Аерація води за допомогою її розбризкування використовується в основному для усунення таких газів як CO_2 і H_2S (O_2 не видаляється). Як самостійний метод для очищення води від H_2S аерацію можна використовувати при малих його концентраціях.

Хімічні методи дегазації застосовують в основному для видалення кисню з води, додаючи до неї різні відновники (SO_2 , Na_2SO_3 , $Na_2S_2O_3$, гідразин).

ТЕМА 4

4.1 ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД РАДІОАКТИВНИХ ЕЛЕМЕНТІВ

Особливе місце серед забруднюючих довкілля сполук займають радіоактивні речовини. Увага до них сильно зросла після аварії на Чорнобильській АЕС в 1986 р. і ряду інцидентів на інших цивільних і військових об'єктах з ядерним паливом.

Радіоактивність – це мимовільне перетворення (розпад) ядер елементів, що призводить до зміни їх атомного номера або масового числа.

Радіоактивне випромінювання як мимовільне випускання променів – це природний процес, що існував задовго до утворення Землі.

Радіоактивне випромінювання є частиною загальнішого поняття – іонізуюче випромінювання.

Іонізуюче випромінювання – це потік корпускулярної (α -часточки, електронів, протонів, нейтронів і та ін.) і (або) електромагнітної (рентгенівські, γ -промені) енергії, пов'язаної з прямим або непрямим виникненням іонів.

Радіоактивні препарати випускають:

- α – і β –часточки,
- γ – і гальмівне випромінювання;
- нейтрони.

Ось вже більше 100 років з моменту випадкових відкриттів Вільгельмом Рентгеном рентгенівських променів в 1885 р. і Анрі Беккерелем спонтанного випромінювання урану в 1886 р. ядерні дослідження стали найважливішим напрямом науки, а радіонукліди знайшли своє розповсюдження в самих різних сферах діяльності людей.

α -промені були ідентифіковані як ядра атома гелію, β -промені зображують потік електронів, а γ -промені – це потік квантів великої енергії, що характеризується частотою відповідного хвильового процесу.

γ -промені відрізняються від рентгенівських, виникаючих при гальмуванні швидких електронів в рентгенівських трубках і прискорювачах, лише механізмом формування. Основними властивостями іонізуючих випромінювань являються проникаюча й іонізуюча здатність.

Проникаюча здатність характеризується шляхом пробігу частки в середовищі. Вона максимальна для γ -проміння і мінімальна для α -проміння.

Іонізуюча здатність характеризує кількість іонів, що утворилися при русі частки в середовищі на одиницю відстані. Вона, навпаки, максимальна для важких α -частинок і мінімальна для γ -випромінювання.

Чисті радіоактивні елементи випускають α - або β -проміння, що супроводжуються найчастіше γ -випромінюванням. Випускання лише γ -проміння спостерігається рідко.

Інтенсивність радіоактивного розпаду характеризується активністю.

Активність – це величина, що характеризується числом радіоактивних розпадів в одиницю часу.

$$A = \frac{dN}{dt} = \lambda N ,$$

де A – активність, розн/с;

N – число ядер;

λ – постійна розпаду, вірогідність розпаду ядра атому нукліду, що характеризується, в одиницю часу.

$$N_t = N_0 \cdot \exp(-\lambda t),$$

де N_0 і N_t – число радіоактивних ядер в початковий момент часу і через час t відповідно. У зв'язку із зменшенням з часом числа ядер активність також зменшується.

Одиниця активності в системі SI – Беккерель:

$$1 \text{ Бк} = 1 \text{ розп/с}$$

Позасистемна одиниця активності – активність, що створюється 1 г радію, називається Кюрі:

$$1 \text{ Ки} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ розп/с}$$

Радіоактивний фон нашої планети складається із чотирьох основних компонентів:

- 1) випромінювання від космічних джерел;
- 2) випромінювання від розсіяних у навколишньому середовищі первинних радіонуклідів;
- 3) випромінювання від природних радіонуклідів, що надходять у навколишнє середовище від підприємств, не призначених безпосередньо для їхнього одержання;
- 4) випромінювання від штучних радіонуклідів, утворених при ядерних вибухах і внаслідок надходження відходів від ядерного паливного циклу й інших підприємств, що використовують штучні радіонукліди.

Усі живі організми на Землі є об'єктами впливу іонізуючих випромінювань. Вплив іонізуючого випромінювання на живий організм називається опроміненням. Результатом опромінення є фізико–хімічні й біологічні зміни в організмах.

Радіаційні ефекти опромінення людей ділять на 3 групи:

- 1) соматичні (тілесні) ефекти;
- 2) соматико-стохастичні ;
- 3) генетичні ефекти.

Необхідність розробки й впровадження стандартів радіаційного захисту була зрозумілою ще на початку ХХ ст.

В 1934 р. були опубліковані перші офіційні рекомендації *Міжнародної комісії з радіаційного захисту* (МКРЗ) для національних комітетів, де в якості толерантної (стерпної) була зазначена доза зовнішнього опромінення 200 мР/добу (~ 2 мГр/добу) [53]. По мірі накопичення даних і розширення масштабів використання іонізуючого випромінювання термін "толерантна доза" був замінений на " *гранично-припустима доза*" (ГПД), а норматив знижений до 50 мР/добу ($\sim 0,5$ мГр/добу).

Мета радіаційного захисту по визначенню МКРЗ – забезпечити захист від іонізуючого опромінення окремих осіб, їх потомства й людства в цілому й створити умови для необхідної практичної діяльності людини.

При цьому МКРЗ вважає, що необхідний для захисту людини рівень безпеки буде достатній для захисту інших компонентів біосфери, зокрема, флори й фауни. До цього положення слід ставитися з відповідною обережністю, тому що відомостей по радіоекології ще порівняно небагато, а дози опромінення багатьох біооб'єктів набагато більше доз, які отримує людина.

Далі приведемо основні принципи радіаційної безпеки:

1. Не перевищувати встановленої основної дозової межі. У якості основної дозової межі встановлюється:

Гранично-припустима доза – це найбільше значення індивідуальної еквівалентної дози за календарний рік, при якому рівномірне опромінення протягом 50 років не може викликати в стані здоров'я робітників змін, що виявляються сучасними методами.

Населення розподіляється на декілька категорій по ступеню впливу на нього з урахуванням *норм радіаційної безпеки* (НРБ):

- 1) категорія А – особи, робота яких професійно пов'язана з роботою в умовах можливого опромінення;
- 2) категорія Б – особи, які не працюють безпосередньо із джерелами іонізуючих випромінювань, але за умовами роботи й проживання можуть бути піддані опроміненню;
- 3) категорія В – все інше населення.

Межа встановлюється для осіб – професійно пов'язаних з роботою в умовах можливого опромінення – осіб категорії А;

Межа дози –це найбільше середнє значення індивідуальної еквівалентної дози за календарний рік у критичної групи осіб, при якому рівномірне опромінення протягом 70 років не може викликати в стані здоров'я несприятливих змін, що виявляються сучасними методами.

Ця межа встановлюється для обмеженої частини населення (категорія Б). Критична група, по якій визначається рівень опромінення осіб категорії Б, враховує умови максимально можливого радіаційного впливу.

2. Виключити всяке необґрунтоване опромінення.

3. Знижувати дози опромінення до можливо низького рівня.

Ці принципи виходять із прийнятої безпорогової концепції дії іонізуючих випромінювань. Тому будь-яке додаткове опромінення, навіть саме невелике, збільшує ризик створення стохастичних ефектів.

Повністю виключити опромінення, хоча б через наявність природного фону, неможливо. Природний фон сам по-собі нерівномірний (0,8 – 3 мЗв). Крім того, не можна уникнути опромінення від діагностичних процедур, будівельних матеріалів і т.п.

У зв'язку з тим, що різні органи тіла мають різну чутливість до іонізуючого випромінювання, їх розбивають на 3 групи критичних органів, опромінення яких в умовах нерівномірного опромінення може завдати максимальної шкоди.

З урахуванням вищесказаного можна скласти таблицю основних дозових меж зовнішнього й внутрішнього опромінення (табл. 4.1).

МКРЗ для запобігання не стохастичних ефектів установила межу еквівалентної дози 0,15 Зв для кришталика ока й 0,5 Зв для всіх інших органів. У національних нормативах для всіх цих органів установлена ГПД 150 мЗв.

Для обмеження стохастичних ефектів установлена ГПД = 50 мЗв/рік виходячи з уявлення про припустимий ризик для професійних працівників 10^{-4} , а для обмеженої частини населення 10^{-5} – 10^{-6} .

Табл. 4 1– Основні дозові межі

| Група критичних органів | ГПД для категорії А (персонал) , мЗв/рік | ГПД для категорії Б, мЗв/рік |
|--|--|------------------------------|
| Група 1: Усе тіло, червоний кістковий мозок | 5 | 0,5 |
| Група 2: Щитовидна залоза, молочна залоза, м'язи, печінка, нирки, селезінка, ШКТ, легені, кришталик | 15 | 1,5 |
| Група 3: Шкіра, кісткова тканина, кисті, передпліччя, щиколотки, стопи | 30 | 3 |

Наведені дозові межі не включають доз, які отримує людина при медичних процедурах і від природнього фону.

Опромінення всього населення (категорія В) не нормуються. Стосовно цієї категорії основним принципом радіаційного захисту є максимальне обмеження можливого опромінення.

Прийняті *норми радіаційної безпеки* – НРБ-96 – вносять ряд серйозних коректив у діючі нормативи [54]. Зокрема, під персоналом у НРБ-96 розуміються особи, які працюють із техногенними джерелами (група А), і ті, що перебувають за умовами роботи в сфері впливу (група Б). Категорія Б, як така, виключена із НРБ-96, а особи, що раніше входили в неї віднесені до населення. Основні дозові межі, що діють з 01.01.2000 р., представлені в табл.4.2.

Основні дозові межі опромінення персоналу й населення не містять у собі дози від природних, медичних джерел іонізуючого випромінювання й дозу внаслідок радіаційних аварій. На ці види опромінення встановлюються спеціальні обмеження.

При цьому межа індивідуального ризику для техногенного опромінення персоналу прийнята $1,0 \cdot 10^{-3}$ за рік, а населення – $5,0 \cdot 10^{-5}$ за рік.

Табл. 4.2 – Основні дозові межі

| Нормовані величини | Дозові межі | |
|--|--|--|
| | Персонал* (група А) | Населення |
| Ефективна доза | 20 мЗв/рік у середньому за будь-які послідовні 5 років, але не більше 50 мЗв/рік | 1 мЗв/рік у середньому за будь-які послідовні 5 років, але не більше 5 мЗв/рік |
| Еквівалентна доза за рік: у кришталіку, шкірі**, кистях і стопах | 150 мЗв 500 мЗв 500 мЗв | 15 мЗв 50 мЗв 50 мЗв |

Примітки:

* Дози опромінення, як і всі інші припустимі похідні рівня для персоналу групи Б, не повинні перевищувати 1/4 значень для персоналу групи А. Далі в тексті всі нормативні значення для категорії персоналу приводяться тільки для групи А.

** Відноситься до середнього значення в шарі товщиною 5 мг/см² під покривним шаром товщиною 5 мг/см². На долонях товщина покривного шару – 40 мг/см².

Дозові навантаження на населення від різних джерел представлені на рис.4.1.

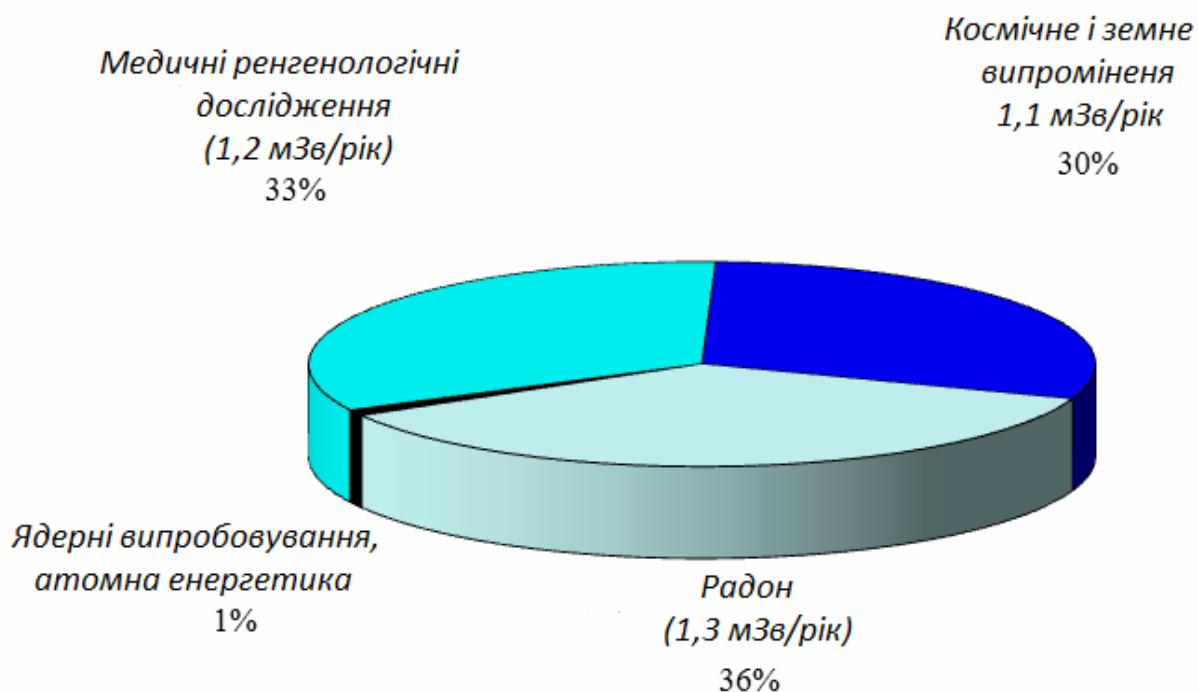


Рис. 4.1 – Дозове навантаження на населення від різних джерел радіації

Основне потрапляння радіоактивних елементів в організм людини відбувається за рахунок дихання (газ радон обуславлює до 75% всього внутрішнього опромінення) і їжі. "Вклад" питної води в загальну дозу опромінення велими невеликий, оскільки природні радіоактивними ізотопи (продукти розпаду урану і торія) зустрічаються в ній в дуже незначних кількостях.

Проте, ВООЗ встановила ряд показників радіологічної якості води, на які і орієнтуються країни при прийнятті національних норм якості води (використовуючи при цьому і свої додаткові показники). Саме ці дані і представлені в нашій таблиці 4.3.

Зверніть увагу, що в таблиці представлені значення, що регламентують радіологічну якість лише води. Для радіації в цілому існують інші норми.

Табл. 4. 3 – Радіологічні показники якості води в різних нормативних документах

| Показник | Одиниці виміру | ВООЗ | USEPA | ЄС | СанПіН (Росія) | Держ СанПіН |
|---|---------------------|------|-------|-----|----------------|-------------|
| Загальна α –радіоактивність | Бк/дм ³ | 0,1 | 0,555 | – | 0,1 | 0,1 |
| Загальна β –радіоактивність | Бк/дм ³ | 1,0 | – | – | 1,0 | 1,0 |
| Радій ⁻²²⁶ і Радій ⁻²²⁸ , сумарно | Бк/дм ³ | | 0,185 | – | – | – |
| Зведена ефективна доза | м ³ /рік | | 0,04 | 0,1 | – | – |
| Тритій | Бк/дм ³ | | – | 100 | – | – |
| Уран | мкг/дм ³ | | 30 | – | – | – |

При перевищенні цих значень проводиться детальний поелементний радіохімічний аналіз.

У перерахунку з pCi/l (пико-кюри на літр) в $Бк/дм^3$ (Беккерель на дециметр). По нормах США граничний показник для загальної α –радіоактивності складає $15 pCi/l$, а для радію 226 і радію 228 сумарно – $5 pCi/l$.

У перерахунку з $mRem/year$. У нормах USEPA (States Environmental Protection Agency – Управління по охороні навколишнього середовища США) маєть-

ся на увазі не загальна доза, а лише сумарно від джерел *b*-часточок і фотонів. Віднесена в цю графу через свою фізичну суть (тобто доза, а не радіоактивність).

Індикаторний параметр, згідно Директиві ЄС "за якістю питної води..." 98/93/ЄС від 1998 р. [59]. Не включає тритій, калій⁻⁴⁰, радон і продукти розпаду радону.

Індикаторний параметр, згідно Директиві ЄС "за якістю питної води..." 98/93/ЄС від 1998 р. Цей норматив USEPA набирає чинності з 8 грудня 2003 р., згідно останнім змінам до національного стандарту якості води США в частині радіонуклідів (National Primary Drinking Water Regulations; Radionuclides; Final Rule).

Дія іонізуючої радіації на людину обумовлена як природними, так і штучними джерелами випромінювання. За даними Наукового Комітету ООН з дії атомної радіації (UN Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation – UNSCEAR), більше 98% дози радіації, що отримується населенням, обумовлено природними джерелами і лише дуже невелика доля дози доводиться на атомну енергетику, випробування ядерної зброї і ін. штучні джерела.

При нормуванні дозових навантажень враховують наступні чинники:

1. Одночасна дія зовнішнього і внутрішнього опромінення.

При цьому встановлюють можливі пороги попадання радіонуклідів в організм через органи дихання, шлунково-кишковий тракт і через шкіру. Тому реальні припустимі нормативи вмісту радіонуклідів в природних середовищах завжди нижче нормованих НРБ, встановлених в передбаченні формування основних дозових меж одним радіонуклідом по одному й тому ж способу надходження.

2. Фізико-хімічна форма радіонуклідів: розчинність у воді, розмір аерозольних часток і т. п.

3. Параметри метаболізму конкретних радіонуклідів: всмоктування в кров, виведення, відкладення в критичних органах. Наприклад, біологічні періоди напіввиведення нуклідів з критичних тканин і органів коливається від десятків

діб (*H, C, Na*) до повного засвоєння (*Sr, P*).

По характеру розподілу нуклідів в організмі можна виділити 3 групи радіонуклідів:

- 1) що концентруються в кістках – остеотропні (*Sr Ra, Pu, Am* і ін.);
- 2) в печінці (*Ce, Po, Am* і ін.);
- 3) у всьому тілі (*H, C, Ru, Cr* та ін.).

Якщо виключити вибухи атомних пристроїв і аварійні ситуації, то основним джерелом радіаційної дії на біосферу є підприємства ядерного паливно-енергетичного циклу (ЯПЦ) в штатному режимі.

Відомі наступні види дії ЯПЦ на довкілля:

1. Витрата природних ресурсів (земельні угіддя, вода, сировина для основних фондів ЯПЦ і т. д.).

При видобутку і переробці уранової руди відчужуються значні земельні ділянки для розміщення порожньої породи. На кожен *ГВт* (ел.) енергії, що отримується на атомній станції, утворюється декілька мільйонів тонн порожньої породи.

Витрата води підприємств ЯПЦ обумовлена необхідністю охолодження технологічного обладнання і використання її в технологіях. Максимальне водоспоживання на одиницю електроенергії припадає на охолодження обладнання АЕС (10 м^3 на 1 *ГВт* (ел.)) і підприємств по збагаченню ізотопів урану ($5\text{--}10 \text{ м}^3$ на 1 *ГВт* (ел.)).

2. Теплове забруднення довкілля.

Теплові скидання мають місце на всіх стадіях ЯПЦ, досягаючи максимальних значень на АЕС, де потужність теплових скидань досягає 2 *ГВт* на кожен *ГВт* електричної потужності при 33% ККД. Теплові скидання АЕС вносять свій вклад до антропогенного впливу тепла в біосферу і наближаються до гранично допустимого рівня антропогенних скидань теплової енергії, що дорівнює в середньому 2 Вт/м^2 . Ця межа розрахована з принципу недопущення зміни середньорічних температури на 1°C .

3. Викид забруднюючих речовин хімічної природи в оточуюче середовище. Він має місце на всіх стадіях циклу, досягаючи максимальних розмірів на підприємствах по переробці руди із скиданнями хвостових розчинів, а також при спалюванні органічного палива на підприємствах циклу і ТЕЦ, що забезпечують його енергією.

На АЕС виключено скидання стічних вод, забруднених радіоактивними речовинами. Ці води проходять очищення в спеціальних очисних спорудах. Після проходження установок очищена вода прямує для повторного використання на блоки.

Відомі слідуючі способи очищення води від радіоактивних ізотопів:

- методом спільної коагуляції сульфатом залізу і гідроксидом алюмінію,
- пропускання забрудненої води через адсорбент – іонообмінну смолу КУ-2 [56].

Недоліками даних способів є:

- ❖ використання дорогих реагентів і матеріалів,
- ❖ невисока міра очищення і складність процесу,
- ❖ руйнування іонообмінних смол під дією радіоактивних випромінювань.

Останнім часом почали застосовувати оновлений спрощений спосіб очищення від радіоактивних ізотопів ^{90}Sr і ^{226}Ra , що досягається пропусканням забрудненої води через адсорбент [57, 58]. В якрсті адсорбенту використовують активоване вугілля, просочене тризаміщеним фосфатом натрію в наступних співвідношеннях компонентів:

Вугілля активоване – 95,0%

Na_3PO_4 – 5,0%.

Автори стверджують, що за допомогою даного методу можливо видаляти до 99,96% радіоактивних ізотопів.

Ще однією новинкою в даній сфері є використання розбухаючої слюди. Команда учених на чолі з професором мінералогії глин Рідхаром Комарнені з

Державного Університету штату Пенсільванії (США), за підтримки *Національного Наукового Суспільства (NSF)* провели дослідження з проблеми видалення шкідливих речовин із забруднених річок і питної води, і довели, що синтетична глина, відома як розбухаюча слюда, може відділяти іони радію з води.

Це відкриття може мати величезне значення для ядерної промисловості при проведенні поховань радіоактивних і небезпечних для довкілля промислових відходів, особливо в очищенні відходів збагачення, що залишаються при обробці урану. Відходи збагачення містять радій і важкі метали, які можуть вилугуватися в ґрунтові води і забруднювати джерела питної води.

Розбухаюча слюда відома як Na^+ відноситься до тієї групи глин, які не зустрічаються в природній природі. Створена спеціально для очищення води, ця слюда розширюється (розбухає), оскільки вона абсорбує іони металів, а потім згортає і ущільнює забруднюючі домішки всередині. Така слюда вивчається для потенційного використання в процесі відділення від забруднених вод іонів важких металів, таких як свинець, цинк, мідь, а також радіоактивних елементів, включаючи стронцій.

4.2 РАДІАЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

У результаті радіаційного очищення води можуть відбуватися наступні процеси:

- радіаційне окиснення;
- утворення осадів органічних речовин;
- коагуляція колоїдних розчинів;
- дезінфекція;
- дегельмінтизація і т.п.

В результаті радіаційного окиснення органічні речовини окисляються до вуглецю (IV) і води.

γ -випромінюванням ^{60}Co ефективно знебарвлюються природні води з високою кольоровістю й води, в яких знаходяться важкоокиснювані фульвокислоти. Процес знебарвлення інтенсифікується при барботажі повітрям під час

опромінення, оскільки процес окиснення супроводжується зменшенням концентрації кисню.

Радіаційна обробка дає можливість дезодорувати, знезаражувати і дегельментизувати природні води. Доза випромінювання, що необхідна для здійснення всіх цих процесів, становить $1 \cdot 10^3$ Грей.

Одиниці виміру радіологічних показників

Радіоактивність (потужність джерела радіації) вимірюється активністю радіонукліда в джерелі. Активність вимірюється відношенням числа мимовільних ядерних перетворень в інтервалі часу до величини цього інтервалу.

У системі СІ вимірюється в Беккерелях (Bk , Bq), що відповідає 1 розпаду в секунду. Вміст активності в речовині часто оцінюють на одиницю ваги речовини (Bk/kg) або його об'єму (Bk/l , Bk/m^3). Існує й позасистемна одиниця виміру – Кюрі (Ku , Ci), відповідна до активності 1 г радію. Співвідношення між одиницями виміру наведені нижче в таблиці 4.3.

Наведена ефективна доза показує величину ефективної еквівалентної дози опромінення, що отримує людина за певний проміжок часу. У свою чергу, поняття ефективної еквівалентної дози введене в області радіаційної безпеки для інтегрованої оцінки можливого збитку здоров'ю людини в умовах хронічного опромінення з урахуванням різного характеру впливу опромінення на різні органи.

Одиницею виміру еквівалентної дози є $Дж/кг$. У системі СІ ця одиниця має спеціальне найменування Зіверт ($Зв$, Sv). Використовується також і позасистемна одиниця - *Бер* від "Біологічний еквівалент рентгену" (в англійській транскрипції – Rem від Roentgen Equivalent of Man). Співвідношення між вищепоказаними одиницями виміру можна проаналізувати, скориставшись табл. 4.3.

Відповідно, зведена ефективна доза вимірюється в Зівертах (мілізівертах) у рік.

По даним ВООЗ середньосвітова доза опромінення, що отримує людина за рахунок усіх природних джерел (як зовнішніх, так і внутрішніх), становить

2,4 мЗв/рік [55]. Безумовно, це усереднена цифра, яка може сильно варіювати в різних регіонах, залежно від ряду факторів. До таких належать:

- висота місцевості над рівнем моря,
- географічна широта й довгота місцевості (фактори, що впливають на величину дози від космічного випромінювання),
- характер радіонуклідів у ґрунті й гороутворюючих породах,
- кількість радіонуклідів, що попадають в організм людини з повітрям, їжею або водою.

Останні й викликають внутрішнє опромінення людини.

Таблиця 4.3 – Таблиця радіологічних показників

| Величина | Найменування й позначення одиниці виміру | | Співвідношення між одиницями |
|------------------------------|---|-------------------|---|
| | СИ | Позасистемні | |
| Еквівалентна доза | Зіверт (Зв, Sv) | Бер (Бер, rem) | 1 Зв=100 Бер 1 Бер=10 ⁻² Зв |
| Активність радіо- нукліду | Беккерель (Бк, Bq) | Кюрі (Ки, Ci) | 1 Бк = 2,7 10 ⁻¹¹ Ки 1 Ки = 3,7 10 ¹⁰ Бк |

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Слипченко А.В., Кульский Л.А., Мацкевич Е.С. Современное состояние методов окисления примесей воды и перспективы хлорирования. // Химия и технология воды, 1990, т.12, №4. – с.326 – 349.
2. Красовский Г.Н., Егорова Н.А. Хлорирование воды как фактор повышенной опасности для здоровья населения // Гигиена и санитария. – 2003. – №1. – с. 17 – 21.
3. Кожушко С.Г., Синельник Н.А., Голюк П.В., Майстренко Л.В. Образование хлороформа при различных методах обработки Днепровской воды. // Международный конгресс «ЭТЭВК», Украина, Ялта, 15-19 апреля 1997 г.: Сб. докл. – Харьков, 1997.
4. ДержСанПіН “Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання”. – Міністерство охорони здоров’я України, 1996.-15с.
5. Бутенко Р.И., Малыхин С.Н., Макагонова З.Д. и др. К методу анализа влияния качества питьевой воды на заболеваемость населения г. Новочеркасска. Новочеркасск: Центр Госсанэпиднадзора, 1995.
6. Фрог Б.Н., Шевченко А.П. Водоподготовка: Учебное пособие для вузов. – М.: Издательство МГУ, 1996.– 680 с.
7. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды. К.: Наукова думка, 1991. – 658с.
8. Кульский Л.А., Лебединцева О.К. Влияние аммиака и других добавок на хлоропоглощаемость воды. Материалы института химической технологии АН УССР. К., 1939.
9. Отчет о научно-исследовательской работе «Данные лабораторных исследований, предварительные предложения по технологии преаммонизации воды; эскизы узлов (установки дозирования аммиачной воды) и временный регламент испытаний на действующих очистных сооружениях Краснопавловского и Кочетокского водопроводов г. Харькова». Этапы 3,5 – по Кочетокскому водопроводу, том 2 – К., 2001. – 91с.

10. Ю.А. Рахманин и др. Гигиенические аспекты трансформации химических веществ при обеззараживании питьевых вод хлором. // Тезисы докладов Всесоюзного научно-технического семинара «Обеззараживание питьевой воды» – г. Нижний Новгород, 25 – 27 июня 1991 г. М., 1991, – с.3–6.
11. Дискуссия: применение хлораминов для предотвращения образования тригалогенметанов в Гуронской (штат Южная Дакота) питьевой воде //AWWA, 1981, т.73, №1, с.63–64.
12. Fischbein Lawrence. Potential halogenated industrial carcinogenic and mutagenic chemicals. //Halogenated saturated hydrocarbon. – Sci. Total Environ, – 1979, – 11, №2, – p.165–168.
13. Кожушко С.Г., Синельник Н.А., Коростышевский А.С. Оценка источников питьевого водоснабжения и воды, очищенной на водопроводных станциях УССР по содержанию некоторых хлорорганических соединений //Основные направления развития водоснабжения, водоотведения, очистки природных и сточных вод и обработка осадков: Тезисы докладов Всесоюзной научно-технической конференции – Харьков. 1986. – с.67–71.
14. Хлорирование природных вод с аммонизацией солями аммония // Экспресс-информация. Серия «Водоснабжение и канализация»; 1991, вып.6 (18), с.13–15.
15. Синельник Н.А. Ингибирование образования хлороформа при обработке воды поверхностных источников на станциях водоподготовки. //Неделя науки, техники и передового опыта. Ровно, 21 – 25 ноября 1988 г.
16. Кожушко С.Г., Синельник Н.А. Оптимизация технологии очистки воды с целью упреждения образования хлороформа в питьевой воде. //III Международный Конгресс ЭКВАТЭК–98. М., 1998. Тезисы докладов.
17. Борисов В.И. и др. Опыт эксплуатации хлор-аммиачного хозяйства на Северной водопроводной станции. //Современные высокоэффективные методы и оборудование для обеззараживания питьевой воды. Материалы семинара. М., 1987, с.47–49.

18. Шевелев Ф.А., Орлов Г.А. Водоснабжение больших городов зарубежных стран. М.: Стройиздат, 1987.– 362с.
19. СНиП 2.04.02-84. Водоснабжение. Наружные сети и сооружения. – М.: ГУП ЦПП, 2000. – 128 с.
20. ГОСТ 2874-82 «Вода питьевая». М., 1982.
21. ГОСТ 9-92 «Аммиак водный технический» ТУ, К. 1992.
22. Кожушко С.Г., Синельник Н.А. Особенности промышленных испытаний и внедрения аммонизации воды на ряде водопроводов Украины. IV Международный конгресс «ЭКВАТЭК», 2000.
23. Кульский Л.А., Гороновский И.Т., Когановский А.М., Шевченко М.А. «Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды».— К: Наукова думка, 1980.
24. Шевченко М.А., Лизунов В.В. Технология обработки воды. – К.: Будівельник, 1980. –116 с.
25. Євдокимова Н.М., Кірієнко А.В. Економічна діагностика: Навч.—метод. посібник для самост. вивч. дисц. – К.: КНЕУ, 2003. – 110 с.
26. Кучерук Д.Д. Зворотний осмос у поєднанні з іншими фізико-хімічними методами при знесоленні слабомінералізованих вод./ Автореф. дис... д-ра хім. наук: 21.06.01, НАН України. Ін-т колоїд. хімії та хімії води ім. А.В.Думанського. — К., 2002. — 39 с.
27. Котляр А.М. Современные проблемы питьевой пресной воды. – Х.: Факт, 2002. – 232 с.
28. Козубова Л. И., Морозов С. В. Органические загрязнители питьевой воды. Новосибирск, 1993.– 289 с.
29. Федоров Л.А. Диоксины как экологическая опасность: ретроспектива и перспективы. М.: Наука. 1993.– 266 с.
30. Helislova J., Kocourek V., Lemanova J. Gas chromatographic determination of chlorinated phenols in the form of various derivatives //J. Chromatogr. 1988. Vol. 439. №3. P. 307–316.

31. Сониясси Р., Сандра П., Шлетт К. Анализ воды: Органические микро-примеси. СПб.: 1995.– 248 с.
32. Коренман Я. И. Коэффициенты распределения органических соединений. Воронеж.: 1992.– 336 с.
33. Антонович Т. Фтор в избытке и в дефиците.– Кишенев: Логос-пресс, SA, 2005, N15.
34. Никаноров А.М. Гидрохимия. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 351 с.
35. Mintz, E. D., Reiff, F. M., and Tauxe, R. V., "Safe Water Treatment and storage in the Home", Journal of the American Medical Association (JAMA) Vol. 273, No. 12, pp. 948-953, March 22/29, 1995.
36. Ульянов А.Н. Ультрафиолет для дезинфекции воды./ Ж-л «Сантехника и водоснабжение», №6, 2010. – с. 49 – 56.
37. ГОСТ 16948-79. Метод определения плотности потока энергии ультрафиолетового излучения.
38. Линник П.Н., Васильчук Т.А., Линник Р.П., Игнатенко И.И. Сосуществующие формы тяжёлых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции.// Методы и объекты химического анализа, 2007, т.2, №2, с. 130–145.
39. Гончарук В.В., Вакуленко В.Ф., Сова А.Н., Олейник Л.М., Швадчина Ю.О. Влияние режимов УФ-облучения на кинетику и степень разложения гуминовых и фульвокислот озоном // Химия и технология воды. – 2003. – 25, №5. – с. 407 – 427.
40. 17.06.1999р. Протокол про воду та здоров'я до Конвенції про охорону і використання транскордонних водотоків та міжнародних озер 1992р.// Ратифіковано Законом № 1066–IV від 09.07.2003, ВВР, 2004, №5, с.30
41. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод.- К.: Ніка-центр, 2001.- 257 с.
42. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. – К.: Наук. думка, 1989. – 216с.
43. Стремиллова Титановый коагулянт

44. Линник П.Н., Васильчук Т.А., Линник Р.П. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор)// Гидробиол. журн. – 2004. – т.40, №1. – с. 81–107.
45. Душкін С.С. Ресурсозберігаючі технології //Сб. Комунальное хозяйство городов, с. 96–101.
46. Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П., Хоружий В.П. Ресурсозберігаючі технології водопостачання. – К.: Аграрна наука, 2008. – 534с.
47. Хоружий В.П. Визначення дози технічного гіпохлориту натрію для знезараження питної води // Водне господарство України., 2003., № 1-2.– С.35–37.
48. International Standart of Drinking Water. – 1988.
49. Фёдоров Л.А. Диоксины как экологическая опасность: ретроспектива и перспективы. – М.: Наука, 1993. – 266с.
50. ГОСТ Р 51232–98. Вода питьевая. Общие требования к организации и методам контроля качества. – М.: Изд-во стандартов, 1999.
51. Das A.K., de la Guardia M, Cervera M.L. Literature survey of on-line elemental speciation in aqueous solutions // Talanta. – 2001. – 55. – Р. 1–28.
52. Фишеров В.И. Образование и контроль содержания тригалогенметанов в питьевой воде г. Симферополя // Водопостачання та водовідведення. – 2010. – №2. – с. 32–35.
53. Радиация: Дозы, эффекты, риск. Пер. с англ. Ю.А.Банникова. – М.: Мир, 1988. – 79 с.
54. СанПин 2.6.1.2523–09 «Нормы радиационной безопасности (НРБ – 99/2009)».
55. Есенаманова М.С., Бермухамбетов В.А., Ахмеджанов О.Т., Есенаманова Ж.С., ДжексеновМ.К. Пути повышения уровня здоровья населения в регионах с радиационным загрязнением // Доклады Национальной академии наук Республики Казахстан, Алматы, 2004, №2, с.110 – 118.
56. Несмеянов А.Н. Радиохимия. – М.: Химия, 1980. – с.130.

57. Джексонов М.К. Комплексное экологическое обследование региона проведения подземных ядерных взрывов (Азгир, Казахстан) Часть 1. Содержание и распределение химических элементов в почвах полигона. Часть II. Содержание и распределение химических элементов в растительности и диких животных. Часть III. Оценка состояния здоровья населения. // Брошюры «Атырауский Межотраслевой территориальный центр НТИ и пропаганды». г.Атырау, 1993.
58. Айбасов Е.Ж., Муликов Р.Р., Джексонов М.К. «Способ очистки воды от радиоактивных изотопов» Предварительный патент РК № 970829 от 29.09.97г.
59. Директива Європейського союзу №98/83/ЄС «Якість питної води» від 1998 р.
60. Шевченко М.А., Татан П.М., Гончарук В.В. Очистка природных и сточных вод от пестицидов. Л.: Химия 1989. – 235 с.
61. Шевченко М.А. Перспективы использования окислителей в технологии обработки воды. - Химия и технология воды.-1980.-2, №5, – с. 440–449.
62. Сычев А.Я., Исак В.Г. Гомогенный катализ соединениями железа. Кишинев.: Штиинца, 1988, 216 с.
63. Гончарук В.В. Фотокаталитическая очистка сточных вод.// Журнал Всес. Химического общества им. Д.И. Менделеева.– 1990.–XXXIV, №1.–с. 112–117.
64. Селикув А.В., Баготский В.С., Тринько А.И., Канзас П.Ф. Очистка сточных вод с использованием пероксида водорода, полученного электросинтезом//Химия и технология воды.–1991.-13, №2. – с. 177–179.
65. Скурлатов Ю.И. Определяющая роль окислительно-восстановительных в формировании качества природной водной среды.//Успехи химии.– 1991.–60, №2. – с. 350–354.
66. Кузнецова Н.И., Детушева Л.Г., Лихолобова В.А Катализ гетерополикомплексов реакций окислений циклогексана иразложение пероксида водорода //Кинетика и катализ.–1992.–33, №3.– с.516–524.

67. Лайнер Ю.А. Комплексная переработка алюминий содержащего сырья кислотными способами. – М.: Наука, 1982.–208 с.
68. Патент РФ № 2088527, Бюл. 24, 1997. Способ получения алюмосиликатного коагулянта. / Силос И.В. Ким В., Лисюк Б.С., Макаров Н.А., Захаров В.И.
69. Фартунин А.М., Одинцов А.А., Круглов В.А., Лагунцов Н.И. Реагентная очистка воды при пониженной температуре./ 7-й Международный конгресс «ЭКВАТЕК–2006». Сб. докладов, ч. 1, М., 2006, с. 563 – 564.
70. Laguntsov N., Kim V., Krasnov P., Neschimenko Y., Borisenko M., Odintsov A., Fartunin A. The Vortex Activation Method of Reagent Water Treatment, *Ars Separation Acta* 4 (2006), pp/ 57 – 66.
71. Пул Ч., Оуэнс Ф. Нанотехнологии. Пер. с англ. – М.: Техносфера, 2005. – 336с.
72. Широносков В.Г. Резонанс в физике, химии и биологии. Ижевск: Издательский дом "Удмуртский университет", 2001.– с. 92
73. Андроникашвили Э.Л., Мревлишвили Г.М., Привалов П.Л. Состояние и роль воды в биологических объектах. – М.: 1967. – 120с.
74. Зенин, С.В. Структурированное состояние воды как основа управления поведением и безопасностью живых систем: дис.... доктора биол. наук: 05.18.07 //Зенин Станислав Валентинович. – М.: ГНЦ «ИМБП» .– 1999. – 207 с.
75. Мосин, О.В. Химическая природа воды и ее память /О.В. Мосин // [Электронный ресурс]: URL: <http://zhurnal.lib.ru/>
76. Benveniste, J. Ma verite sur la «Memoire de l'eau» / J. Benveniste; Editor M. Albin.– 2005.
77. Кантор Ч., Шиммел П. Биофизическая химия, т.1. – М.:Мир,1984. – 260с .
78. Voeikov V.L. In: Water and the Cell. (G. Pollack, I. Cameron and D. Wheatley, eds.), Springer Press, The Netherlands, 2006. Pp. 285–298.
79. Желиговская Е.А., Маленков Г.Г. Кристаллические водные льды // Успехи химии, 2006, т. 75, № 1, с. 64-85.

80. Черников Ф.Р. Фрактальная структура гомеопатических препаратов // Материалы III Международного Симпозиума «Радиационная биология. Радиоэкология. – 2003, т. 43, № 3, с. 367– 369.
81. Зенин С.В., Б.В.Тяглов Б.В. Гидрофобная модель структуры ассоциатов молекул воды. // Ж–л «Физ. химия». – 1994, т. 68, №4, с. 636 – 641.
82. Зенин С.В., Б.В.Тяглов Б.В. Природа гидрофобного взаимодействия. Возникновение ориентационных полей в водных растворах. // Ж–л «Физ. химия». – 1994, т.68, №3, с. 500 – 503.
83. Зенин С.В., Полануер Б.М., Б.В.Тяглов Б.В. Экспериментальное доказательство наличия фракций воды. // Ж–л «Гомеопатическая медицина и акупунктура». – 1997, №2, с. 42 – 46.
84. Зенин С.В. Структурированное состояние воды как основа управления поведением и безопасностью живых систем. // Дисс. на соиск. д. биол. наук. // ГНЦ «ИМБП». Защищена 1999. 05. 27. УДК 577.32:57.089.001.66, с. 207.
85. Герловин И. Л. Основы единой теории всех взаимодействий в веществе. – Л.: Энергоатомиздат, Ленингр. отд-ние. – 1990. – 432с.
86. Резников К.М. Вода жизни // Ж–л «Прикладные информационные аспекты медицины». – 2001. – т.4. – №2, с. 3 – 10.
87. Масару Э. Послания воды: Тайные коды кристаллов льда. Перев. с англ. – М.: ООО Издательский дом «София», 2005. – 95с.
88. Резников К.М. Свойства воды и информационные аспекты формирования эффектов действия электроактивированных водных растворов // Прикладные информационные аспекты медицины. – 2006. – т.9 – №1 – с. 3–14.
89. Казначеев В.П. Очерки теории и практики экологии человека. – М.: Наука, 1983. – 260 с.
90. Казначеев В.П., Михайлова Л.П. Биоинформационная функция естественных электромагнитных полей. – Новосибирск: Наука, 1985. – 180 с.
91. Маймулов В.Г., Нагорный С.В., Шабров А.В. Основы системного анализа в эколого–гигиенических исследованиях. – СПб: СПб ГМА им. И.И. Мечникова, 2000. – 342 с.

92. Слесарев В.И. Химия. Основы химии живого: Учебн. – СПб.: Химиздат, 2000. – 768 с.
93. Слесарев В.И., Шабров А.В. Современные представления о структурных особенностях воды // Ж–л «Вода: технология и экология». – 2010, №1, с. 63 – 73.
94. Корчинська О.І. Комплексна радіонуклідна оцінка стану міокарда в діагностиці і лікуванні захворювань серцево-судинної системи./ Автореф. дис. д-ра мед. наук: 14.01.23 / Укр. НДІ онкології та радіології. — К., 1999. — 38 с.
95. Габуда С.П. Связанная вода. Факты и гипотезы. – Новосибирск: Наука, 1982. – 159 с.
96. Утехин Е.В. Радиоизотопные исследования проницаемости кожи у некоторых групп больных при их курортном лечении: Автореф. дис. д-ра мед. наук. – М., 1970 – 31с.
97. Классен В.И. Вода и магнит / В.И.Классен.- М.: Наука, 1973.- 111 с.
98. Классен В.И. Омагничивание водных систем / В.И.Классен.- 2-е изд., перераб. и доп.- М.: Химия, 1982.- 295 с.
99. Sosinovich V.A., Babenko V.A., Chorny A.D., Zhukova Yu.V. PDF modeling of mixing in homogeneous turbulent flow, Minsk: HMTI Press, 2004, 182 p.
100. Тарасович Ю.И. Физико–химические основы применения природных и модифицированных сорбентов в процессах очистки воды // Химия и технология воды – 1998. – т. 20, № 1. с.42–51.
101. Сокольский Ю.М. Омагниченная вода: Правда и вымысел. – Л.: Химия, 1990. – 143 с.
102. Банников В.В. Электромагнитная обработка воды. Новые технологии умягчения воды. / Ж–л "Сантехника. Отопление. Кондиционирование" № 2, 2002
103. Холодов Ю.А. О механизме биологического действия постоянного магнитного поля. – М.: Наука, 1971. – 215с.

НАВЧАЛЬНЕ ВИДАННЯ

КРАМАРЕНКО Леся Василівна

Курс лекцій з дисципліни **"Спецкурс по очищенню природних вод"**
(для студентів 5 курсу денної форми навчання напряму 0926 «Водні ресурси»
спеціальності 8.092601 «Водопостачання, водовідведення»)

Редактор *Д. Ф. Курильченко*

Комп'ютерне верстання *Л. В. Крамаренко*

План 2009, поз. 50Л

Підп. до друку 22.03.2010
Друк на ризографі.
Тираж 50 пр.

Формат 60*84 1/16
Ум. друк. арк. 5,2
Зам. №

Видавець і виготовлювач:
Харківська національна академія міського господарства,
вул. Революції, 12, Харків, 61002
Електронна адреса: rectorat@ksame.kharkov.ua
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи: ДК № 731 від 19.12.2001